

Sommaire

Remerciements	1
Liste des Figures	5
Liste des Tableaux	9
Introduction générale.....	1
I. Etude Bibliographique.....	5
I.1. Implication de l'étude.....	6
I.1.1. Transport des contaminants	6
I.1.2. Erosion interne	7
I.1.3. Colmatage.....	8
I.1.4. Position de l'étude.....	8
I.2. Ecoulement en milieu poreux saturé	13
I.3. Caractérisation d'un milieu poreux	13
I.3.1. Mécanismes de transport des particules dans un milieu poreux	16
I.3.2. Nombres adimensionnels.....	17
I.3.2.1. Nombre de Reynolds	17
I.3.2.2. Nombre de Péclet	17
I.3.3. Equation de transport dans un milieu poreux	18
I.4. Processus de transport et dépôt des particules en suspension.....	18
I.4.1. Sources des particules en suspension dans l'environnement.....	19
I.4.2. Forces en présences	20
I.4.2.1. Forces physico-chimiques	20
I.4.2.2. Forces hydrodynamiques et mécaniques	24
I.4.3. Sites de rétention	26
I.4.4. Mécanismes de capture.....	26
I.4.5. Facteurs intervenant dans le transfert et la rétention des particules	30
I.4.5.1. La filtration.....	30
I.4.5.2. Effet des paramètres physiques	32
I.5. Conclusion de la partie bibliographique.....	36
II. Matériels et Méthodes	37
II.1. Techniques expérimentales	38
II.1.1. Caractérisation des matériaux utilisés	38
II.1.1.1. Milieux poreux	38

II.1.1.2. Particules en suspension (PES)	44
II.1.2. Dispositifs expérimentaux	46
II.1.3. Procédures d'essais d'injection	48
II.2. Détermination des paramètres hydrodispersifs.....	56
III. Résultats et Discutions.....	65
III.1. Effets hydrodynamique et du milieu poreux.....	66
III.1.1. Courbes de restitution.....	66
III.1.1.1. Effet de la vitesse d'écoulement	66
III.1.1.2. Effet du milieu poreux.....	69
III.1.1.3. Comportement de transport du traceur particulaire et du traceur dissous	71
III.1.2. Paramètres hydrodispersifs.....	73
III.1.2.1. Coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale	73
III.1.2.2. Coefficient cinétique de dépôt.....	74
III.1.2.3. Rétention des particules dans le milieu poreux	77
III.1.3. Suivi granulométrique des particules restituées et des particules déposées dans le milieu poreux	79
III.1.3.1. Granulométrie des particules restituées.....	79
III.1.3.2. Granulométrie des particules déposées.....	83
III.1.4. Conclusion.....	86
III.2. Effet de la taille et de la polydispersivité des particules injectées.....	87
III.2.1. Courbes de restitution des particules de latex.....	87
III.2.2. Comportement de transport	90
Calage des courbes de restitution	90
Taux de restitution (R)	96
III.2.3. Comparaison des taux de restitution des populations monodisperses injectées seules et dans le mélange	99
III.2.4. Cinétique de dépôt.....	101
III.2.5. Conclusion	105
Conclusion générale	108
Perspectives.....	110
Bibliographies	111
Annexes.....	122

Liste des Figures

Figure I-1. Les processus importants de la rétention des contaminants au cours de leur transport dans le milieu poreux (D'après Hofmann & Von der Kammer 2009).....	7
Figure I-2. Colmatage du puits de production de pétrole (D'après Canseco Ruiz 2009).....	8
Figure I-3. Répartition des particules dans l'environnement en fonction de leur taille (D'après Elimelech et al., 1995).....	20
Figure I-4. Profil d'énergie d'interaction entre deux surfaces en fonction de la distance de séparation	22
Figure I-5. Profil non-DLVO de l'énergie d'interaction entre deux surfaces en fonction de la distance de séparation.....	24
Figure I-6. Schéma qui représente les forces hydrodynamiques sur une particule soumise à un écoulement. F_H : Force hydrodynamique, F_A : Force d'adhérence, F_{dc} : Force de soulèvement. (D'après Ryan & Elimelech, 1996).....	26
Figure I-7. Types de Sites de rétention (D'après Herzig 1970).....	26
Figure I-8. Mécanismes de capture des particules en suspension dans le milieu poreux (D'après Yao et al., 1971).....	27
Figure I-9. Représentation des particules retenues par wedging en présence de la barrière d'énergie (D'après Johnson et al., 2007b)	30
Figure I-10. Types de filtration (D'après Fried 1975).....	31
Figure I-11. Effet d'exclusion de taille (les petites particules sont retenues et les grosses sont exclues) (D'après « Guide to Gel Filtration or Size Exclusion Chromatography » Harvard Apparatus).....	33
Figure II-1. Courbes granulométriques des sables Fin (S.F), Grossier (S.G) et Mélange (Mix).....	39
Figure II-2. Banc de mesure de la porosité des sables utilisés au gammadensimètre	41
Figure II-3. Profil de la porosité totale des trois milieux poreux (propre) utilisés : Fin (S.F), Grossier (S.G) et Mélange (Mix)	42
Figure II-4. Profil de la conductivité hydraulique pour les trois milieux poreux testés : Fin (S.F), Grossier (S.G) et Mélange (Mix).....	43
Figure II-5. Courbe granulométrique des particules de kaolinite P300 sélectionnées	44
Figure II-6. Schéma de principe du dispositif expérimental de filtration en injection en continue.....	46
Figure II-7. Schéma du dispositif expérimental de l'injection instantanée.....	48
Figure II-8. Pression en fonction de la profondeur pour les différentes vitesses testées dans la colonne de 62 cm remplie avec le milieu Mélange (Mix).....	49
Figure II-9. Suivi granulométrique au cours de la restitution des particules en suspension à la sortie de la colonne : temps de prélèvement relatifs pour chaque essai d'injection.....	51
Figure II-10. Représentation schématique de la répartition du milieu poreux dans la colonne en 15 tranches.....	52
Figure II-11. Profil non-DLVO en fonction de la taille des particules dans le Sable Grossier (S.G) : (a) particules de kaolinite, (b) particules de Latex.....	54
Figure II-12. Principe de la Méthode Graphique Linéaire (MGL) – (a) Courbe de restitution d'un traçage, (b) linéarisation de la courbe par MGL.....	59
Figure III-1. Courbes de restitution des traceurs pour différentes vitesses d'écoulement : (a) Particules en suspension (PES) dans le Sable Grossier (S.G), (b) PES dans le Sable Fin (S.F), (c) PES dans le sable Mélange (Mix) et (d) Traceur dissous (TD) dans le Sable Fin (S.F). Les courbes en trait continu représentent les courbes simulées avec le modèle mathématique	68

Figure III-2. Comparaison des courbes de restitution des particules en suspension (PES) dans le Sable Fin (S.F), le Sable Grossier (S.G) et le Sable Mélange (Mix) : (a) pour $U = 0,089 \text{ cm/s}$ et (b) pour $U = 0,160 \text{ cm/s}$	70
Figure III-3. Evolution des taux de restitution $R(\%)$ en fonction de la vitesse d'écoulement U (cm/s) dans les trois milieux poreux étudiés.....	70
Figure III-4. Comparaison des courbes de restitution des particules en suspension (PES) et du traceur dissous (TD) dans le Sable Grossier (S.G) : (a) pour $U = 0,045 \text{ cm/s}$ et (b) $U = 0,160 \text{ cm/s}$	71
Figure III-5. Evolution du temps de séjour relatif t_r en fonction de la vitesse d'écoulement U dans les trois milieux poreux testés.....	72
Figure III-6. Evolution du coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale D_L en fonction de la vitesse moyenne de pores U_p dans les trois milieux poreux étudiés : (a) particules en suspension (PES) et (b) traceur dissous (TD)	73
Figure III-7. Evolution du coefficient cinétique de dépôt K_{dep} des particules en suspension en fonction de la vitesse d'écoulement pour les trois milieux poreux.....	76
Figure III-8. Evolution de K_{dep} en fonction de d_p/d_g pour les trois milieux poreux étudiés	76
Figure III-9. Profil de rétention le long du milieu poreux : (a) Effet de la vitesse d'écoulement ; (b) Effet du milieu poreux.....	79
Figure III-10. Evolution dans le temps des particules en suspension restituées dans le Sable Grossier (S.G) : (a) $U = 0,045 \text{ cm/s}$ et (b) $U = 0,067 \text{ cm/s}$	81
Figure III-11. Distribution granulométrique des particules en suspension restituées dans les trois milieux poreux testés (S.F, S.G et Mix) pour les différents temps d'échantillonnage : (a) T1, (b) T3 et (c) T5. La courbe en pointillés représente la distribution granulométrique des particules initialement injectées.....	82
Figure III-12. Evolution du diamètre médian (d_{50}) des particules déposées dans les milieux poreux : (a) Effet de la vitesse d'écoulement dans le Sable Grossier (S.G) ; (b), (c) et (d) effets de la distribution granulométrique du milieu poreux (S.F, S.G et Mix) à différentes vitesses d'écoulement. Le diamètre médian des particules initialement injectées est représenté en pointillés	85
Figure III-13. Courbes de restitution des particules de Latex à différentes vitesses d'écoulement U : (a) population de particules de $3 \mu\text{m}$, (b) population de particules de $10 \mu\text{m}$, (c) population de particules de $16 \mu\text{m}$	89
Figure III-14. Schéma de trajectoire d'une particule en transport après collisions avec les grains du milieu poreux : (a) après plusieurs collisions ; (b) comparaison avec les trajectoires de traceur dissous après une collision (d'après Wang, 2001)	90
Figure III-15. Courbes de restitution des populations de particules de Latex de $3 \mu\text{m}$, $10 \mu\text{m}$, $16 \mu\text{m}$ et du Mélange M_1 ($3+10+16$) en fonction du nombre de volume de pores injecté. Les courbes de restitution du traceur dissous (TD) sont aussi présentées. Les simulations des courbes de restitution expérimentales sont présentées en trait continu. (a) $U = 0,035 \text{ cm/s}$, (b) $U = 0,100 \text{ cm/s}$, (c) $U = 0,132 \text{ cm/s}$	91
Figure III-16. Evolution du temps de séjour relatif t_r en fonction de la vitesse d'écoulement pour les différentes populations de particules de Latex testées. (a) populations $3, 10, 16 \mu\text{m}$ et le mélange M_1 ($3+10+16$), (b) populations $3, 10 \mu\text{m}$ et le mélange M_2 ($3+10$), (c) populations $3, 16 \mu\text{m}$ et le mélange M_3 ($3+16$)	93
Figure III-17. Evolution du coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinal D_L en fonction de la vitesse moyenne de pores U_p pour toutes les populations de particules de latex testées. L'évolution de D_L du traceur dissous (TD) est aussi représentée. (a) populations $3, 10, 16 \mu\text{m}$ et le mélange M_1 ($3+10+16$), (b) populations $3, 10 \mu\text{m}$ et le mélange M_2 ($3+10$), (c) populations $3, 16 \mu\text{m}$ et le mélange M_3 ($3+16$)	95

Figure III-18. Taux de restitution R des particules de Latex en fonction de la vitesse d'écoulement U :	
(a) populations.....	98
Figure III-19. Répartition des taux de restitution des particules de Latex pour toutes les vitesses d'écoulement testées. Comparaison des taux de restitution des populations monodisperses de latex injectées seules (histogrammes en rouge) avec les taux de restitution des différentes populations dans le mélange (histogrammes en bleu).....	100
Figure III-20. Evolution du coefficient cinétique de dépôt K_{dep} en fonction de la vitesse d'écoulement U pour toutes les populations de particules de latex testées : (a) population de particules de 3, 10, 16 μm et le mélange M_1 (3+10+16), (b) populations de particules de 3, 10 μm et le mélange M_2 (3+10) et (c) populations de particules de 3, 16 μm et le mélange M_3 (3+16).....	102
Figure III-21. Evolution du coefficient cinétique de dépôt K_{dep} en fonction de d_p/d_g	103
Figure III-22. Evolution du coefficient cinétique de dépôt K_{dep} en fonction de $d_p/d_g U$	104

Liste des Tableaux

Tableau I-1. Caractéristiques des matériaux et dispositif utilisés dans la littérature	11
Tableau I-2. Conditions expérimentales et paramètres étudiés	12
Tableau I-3. Valeurs critiques de d_p/d_g citées dans la littérature	28
Tableau II-1. Propriétés des milieux poreux utilisés	43
Tableau II-2. Valeurs des grandeurs utilisées pour le calcul des forces d'interaction suivant le modèle non-DLVO, des forces de gravité et des forces hydrodynamiques	53
Tableau II-3. Valeurs du premier et deuxième minimum et de la barrière d'énergie en fonction de la taille des particules dans le sable grossier	55
Tableau II-4. Importance relative de la force de gravité (F_G), et des forces d'interaction (F_{A1} , F_{A2} , F_B) par rapport à la force hydrodynamique (F_H) dans le sable grossier (S.G)	56
Tableau III-1. Bilan de masse des particules restituées et déposées pour les différents milieux à différentes vitesses d'écoulement	77

Rapport-Gratuit.com

Introduction générale

Le transport de matières solubles ou en suspension dans les milieux poreux a fait l'objet de nombreuses recherches dans les dernières décennies. Du fait de leurs propriétés de comportement, ces particules jouent un rôle important dans divers domaines. Dans le domaine de l'environnement, le transport des particules solides peut contribuer à la détérioration de la ressource en eau souterraine, soit directement, car certaines particules sont des polluants intrinsèques, soit indirectement en transportant des polluants fixés à leur surface tels que bactéries et virus, pesticides, métaux et éléments radioactifs (Sen et al., 2002 ; Sen and Khilar, 2006). En génie civil, le détachement de particules de sol, peut conduire au phénomène d'érosion interne qui est la cause principale d'incidents sur les ouvrages hydrauliques en terre (barrages et digues) (Bonelli et al., 2006 ; Al-Fares, 2011). Lors de l'injection de coulis de ciment pour améliorer les caractéristiques mécaniques et hydrauliques des sols, on peut être confronté à la problématique de filtration des particules de ciment par le sol qui conduit à une diminution de l'efficacité du procédé. Dans le domaine du génie pétrolier, parmi les techniques utilisées pour améliorer la production dans les puits de pétrole, est celle d'injection de l'eau en utilisant des puits d'injection. Par ailleurs, l'eau utilisée contient des impuretés telles que les particules fines en suspension. Ces particules peuvent se déposer dans le milieu et provoquer la chute de la perméabilité dans le réservoir autour des puits qui conduit à une baisse de leur productivité (Moghadasi et al., 2004; Feia et al., 2013).

Les mécanismes de transport, de dépôt et de remobilisation de ces particules dans les milieux poreux saturés sont complexes et dépendent de nombreux facteurs qui peuvent être interdépendants tels que : les conditions physico-chimiques (Chen et al., 2011 ; Ryan & Elimelech, 1996 ; Mesticou et al., 2016), la taille des particules injectées (Herzig et al., 1970 ; Bradford et al., 2003 ; Bennacer et al. 2013), la concentration (Alem et al., 2013 et 2015), la granulométrie du milieu poreux (Porubcan & Xu 2011) et la surface des grains constituant le milieu (Torkzaban et al., 2010).

Le milieu poreux naturel est très hétérogène et complexe. Cette hétérogénéité provoque des variations significatives des paramètres physiques qui contrôlent l'écoulement dans le milieu. Les recherches au laboratoire ont pour objectif de développer des outils adaptés pour une meilleure compréhension et prévention du devenir des particules en suspension dans le milieu poreux. La majorité des études dans la littérature est concentrée sur les particules colloïdales ($<1\mu\text{m}$) à cause de leurs grande surface spécifique qui leur confère une grande capacité d'adsorption et une faible vitesse de sédimentation. Cependant, un certain nombre d'études

Introduction générale

récentes s'est intéressé au transport et dépôt des particules en suspension ($>1\mu\text{m}$) dans les milieux poreux saturés (Bennacer et al., 2013 ; Benamar et al., 2005 ; Massei et al., 2002 ; Mesticou et al. 2014 & 2016). En dépit des efforts réalisés dans le domaine, il semble que les différents mécanismes et processus impliqués dans la migration des particules en suspension restent encore mal connus et que des efforts de recherches expérimentales et théoriques soient encore nécessaires.

Dans le cadre de cette thèse, une étude expérimentale est menée au laboratoire sur des colonnes remplies de sables en utilisant des techniques de traçage pour mieux comprendre le rôle de certains paramètres dans le transfert dans les milieux poreux (vitesse d'écoulement, taille et polydispersivité des grains du milieu et taille et polydispersivité des particules injectées). Un modèle mathématique de convection-dispersion est employé pour l'interprétation des résultats expérimentaux et la mise en exergue du rôle de chacun des paramètres étudiés. Les solutions analytiques des modèles mathématiques ont été utilisées pour ajuster les résultats expérimentaux.

Le manuscrit est structuré en trois parties :

La première partie est dédiée à la synthèse bibliographique des travaux de recherche sur la thématique de transport des particules dans un milieu poreux. La première section présente les différentes applications liées au phénomène de transport des particules. Les deux sections suivantes sont consacrées aux notions relatives à la caractérisation de l'écoulement dans le milieu poreux et les processus de transport et rétention. La dernière section présente des aspects de la modélisation du transport et dépôt des particules en suspension en milieu poreux saturé.

La deuxième partie est consacrée à l'expérimentation. Dans cette partie on présente les dispositifs expérimentaux, les propriétés des matériaux utilisés, les modes opératoires adaptés dans cette étude ainsi que les outils mathématiques employés pour interpréter les résultats expérimentaux et déterminer les paramètres de transport.

Dans la troisième partie sont présentés les résultats de notre étude. Elle comporte deux parties. Dans la première, on discute l'influence du milieu poreux et de la vitesse d'écoulement sur l'évolution des courbes de restitution, de la cinétique de dépôt et la dispersion dans le milieu, de l'évolution dans le temps de la taille des particules restituées ainsi que la distribution spatiale de la masse et de la taille des particules retenues dans le milieu poreux. La deuxième partie discute les résultats des investigations sur les effets hydrodynamiques, de la taille et de la polydispersivité des particules de injectées sur leur transport et dépôt. Les interprétations des résultats reposent sur l'analyse des temps de séjour

Introduction générale

des particules et/ou traceur dissous, de la dispersion hydrodynamique, de la restitution et de la cinétique de dépôt. Les effets du mélange de populations monodisperses sur le comportement de transport et dépôt sont abordés.

Le manuscrit se termine par une conclusion générale qui récapitule les apports de cette étude et pose des pistes de perspectives envisageables.

Introduction générale

I. Etude Bibliographique

I.1. Implication de l'étude

I.1.1. Transport des contaminants

Les contaminants se trouvent en plusieurs types dans la nature, métaux de formes cationiques (Cs^+ , Cu^{2+} , Ni^{2+} , etc.), de formes anioniques (CrO_4^{2-} , AsO_4^{3-}), des composés organiques non polaires (les hydrocarbures aromatiques polycycliques) et des composés organiques polaires (pesticides et produits cosmétiques) (Lapworth et al., 2012 ; Samanta et al., 2002 ; Bradl, H. B. 2004 ; Sen & Khilar, 2006 ; Luo et al., 2015 ; Orlikowska et al., 2015). Les particules fines peuvent être des minéraux avec surface amphotère (ex : le fer, l'aluminium, les oxydes de manganèse et les carbonates), des revêtements de matière organique sur les phases minérales ou des bactéries. Plusieurs études ont montré que l'association entre les colloïdes et les contaminants est un mécanisme important dans le transport des polluants dans les aquifères et les eaux souterraines (Karathanasis et al., 2014 ; McCarthy & McKay, 2004 ; Kretzschmar et al., 1999; Sen & Khilar, 2006; Li & Zhou, 2010; Ryan & Elimelech, 1996 ; Walshe et al., 2010; Syngouna & Chrysikopoulos, 2013). Les mécanismes de base de l'association contaminant avec des particules en suspension sont la complexation de surface, l'échange d'ions et partitionnement hydrophobe. En général, la diversité des contaminants métalliques ainsi que leur mobilité ou leur dispersion dans le sol et dans l'eau dépendent essentiellement de leurs caractéristiques de sorption aux interfaces solide / liquide. Ces dernières dépendent à leur tour des variables environnementales telles que le pH, la salinité, la température, la concentration de particules en suspension et la vitesse de l'eau (Kretschmer et al., 1999; Sen & Khilar, 2006). Des concentrations importantes de particules en suspension existent dans l'eau souterraine. Ryan & Gschwend (1990) ont trouvé des concentrations de particules entre 1 et 60 mg/L.

D'autres types de particules en suspension qui sont les virus et les bactéries entrent également dans la gamme de tailles colloïdales et appelées biocolloïdes. Ces biocolloïdes peuvent présenter des risques graves pour la santé lorsqu'ils se retrouvent par exemple dans les puits d'eau potable (Schijven & Hassanizadeh, 2000 ; Hejkal et al., 1982; Abbaszadegan et al., 1999 ; Bhattacharjee et al., 2002 ; Zhang et al., 2001). Par conséquent, les contaminants microbiens (protozoaires, bactéries et virus) peuvent être transportés dans les eaux souterraines et représenter une menace pour l'environnement et la santé humaine (McCarthy & Zachara, 1989 ; Frohnert et al., 2014 ; Harvey et al., 1995). Historiquement, les eaux souterraines ont été supposées être dispensées des virus pathogènes, les bactéries et les protozoaires, mais les recherches récentes indiquent qu'une fraction significative des eaux souterraines est une

Etude Bibliographique

source des maladies d'origine hydrique (Bhattacharjee et al., 2002 ; Abbaszadegan et al., 1999 ; Frohnert et al., 2014).

Ngueleu et al. (2013) ont montré que la concentration de pesticide est plus importante à la sortie de la colonne lorsqu'il est injecté avec des particules fines de taille inférieures à 0,45 μm que lorsqu'il est injecté tout seul. Selon Sen et al. (2002), le transport de Ni^{2+} à travers le sol peut être facilité par la présence des particules de kaolinite dans le sol. Pourtant, la présence de particules en suspension peut retarder ou empêcher la migration des contaminants (Li & Zhou, 2010 ; Holzbecher & Dizer, 2006 ; Vasiliadou I.V & Chrysikopoulos, 2011). Des études récentes ont démontré que les particules en suspension jouent un double rôle dans le transport des virus (Hofmann 2002). Les colloïdes mobiles facilitent le transport des virus, en particulier sous un débit élevé, ce qui augmente la vitesse de transport des virus. En outre, si les particules colloïdales sont attachées aux surfaces des grains du milieu, les virus liés aux colloïdes sont également retenues dans le milieu poreux, conduisant au retard des virus (Walshe et al., 2010). La Figure I-1 schématise l'attachement des polluants aux particules fines et leur transport et dépôt dans le sol par les différents mécanismes.

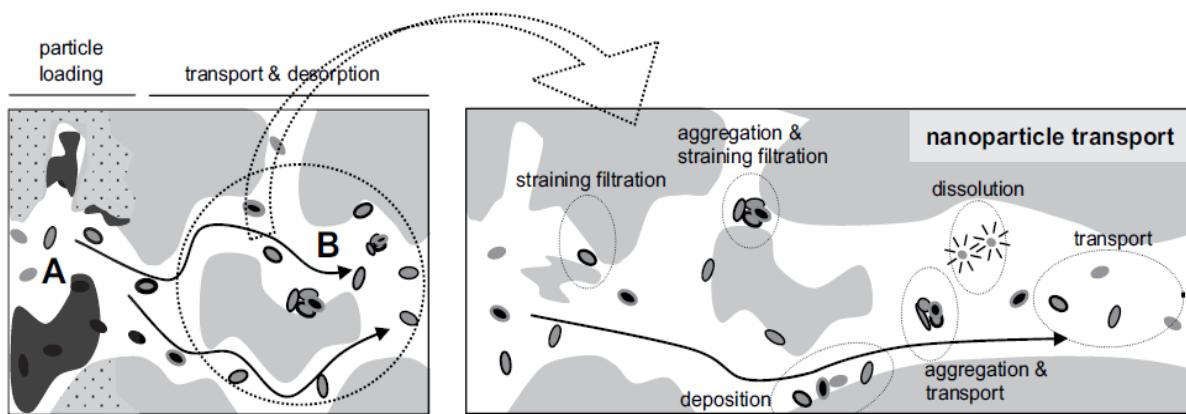


Figure I-1. Les processus importants de la rétention des contaminants au cours de leur transport dans le milieu poreux (D'après Hofmann & Von der Kammer 2009)

I.1.2. Erosion interne

L'érosion interne est la conséquence du détachement des particules du squelette rigide à cause des contraintes d'infiltration et leur transport en dehors du milieu poreux. Ce phénomène est parmi les causes principales de l'effondrement des ouvrages hydrauliques. Le déplacement de ces particules constituant le milieu poreux favorise des changements importants dans la perméabilité locale du milieu (Abadzic & Ryan, 2001 ; Wan & Fell, 2002 ; Alhaddad, 2011). Ces modifications peuvent créer des conduits de fuite dans le corps de la structure qui peut se développer jusqu'à la ruine de l'ouvrage. Plusieurs études ont été réalisées pour étudier et

comprendre ce phénomène et identifier les mécanismes qui le contrôlent (Clark & Wynn, 2007; Al-Fares, 2011 ; Sjödahl et al., 2008 ; Alhaddad, 2011).

I.1.3. Colmatage

Le colmatage est un phénomène provoqué par l'accumulation des particules solides transportées par un écoulement lors de leur passage dans les pores d'un milieu poreux. Ce phénomène est très connu dans la production du pétrole, la purification de l'eau souterraine et le traitement des eaux polluées. Par exemple, parmi les méthodes utilisées dans le traitement des eaux usées est de faire passer cette eau contaminée à travers un groupe de filtres. Avec le temps, les particules fines chargées de polluants s'accumulent sur les filtres et ainsi une chute progressive de la perméabilité des filtres se produit, ce qui influence le fonctionnement du système de filtration. On peut également rencontrer ce problème dans le domaine du génie pétrolier (Figure I-2). Parmi les techniques utilisées pour améliorer la production dans les puits de pétrole, est celle d'injection de l'eau en utilisant des puits d'injection. Par ailleurs, l'eau utilisée contient des impuretés telles que les particules fines en suspension. Ces particules peuvent se déposer dans le milieu et provoquer la chute de la perméabilité dans le réservoir autour des puits qui conduit à une baisse de leur productivité (Moghadasi et al., 2004; Feia et al., 2013).

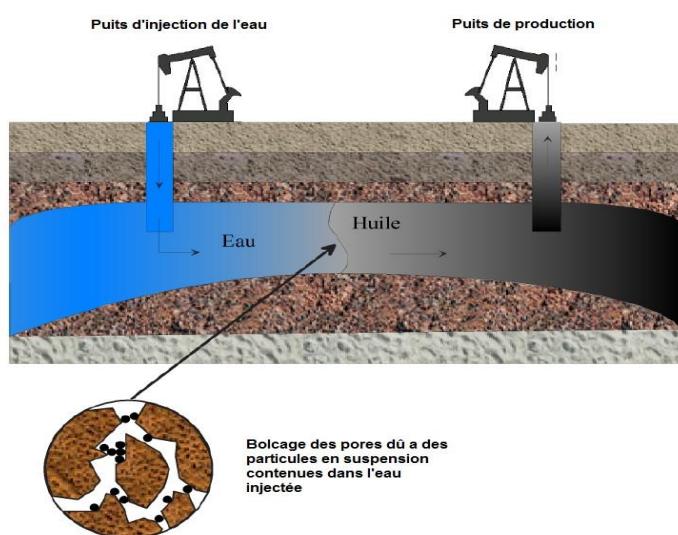


Figure I-2. Colmatage du puits de production de pétrole (D'après Canseco Ruiz 2009)

I.1.4. Position de l'étude

Le paragraphe I.1 ci-dessus est consacré aux applications du transport de particules fines dans le domaine du transport des contaminants, de l'érosion interne et du colmatage. Des études dans ces domaines ont mobilisé de nombreux chercheurs dans les années précédentes et ces

Etude Bibliographique

problématiques sont toujours d'actualité. Plusieurs mécanismes affectent le transfert et le dépôt de ces particules dans le sol tels que les forces physico-chimiques et les forces hydrodynamiques. La filtration des particules dans le milieu poreux est influencée par plusieurs facteurs : la conductivité hydraulique du milieu, la concentration des particules fines, la taille des particules fines, la distribution granulométrique des grains constituant le milieu poreux, la distribution porale du milieu, la surface et la rugosité de surface des grains, et les caractéristiques du fluide transporteur (Ahfir et al., 2009 ; Lenhart & Saiers, 2003 ; Porubcan & Xu, 2011 ; Hosseini & Tosco, 2013 ; Bennacer et al., 2013 ; Raychoudhury et al., 2014 ; Bradford et al., 2003). Les Tableaux I-1 et I-2 résument les paramètres étudiés par quelques chercheurs dans le domaine du transport et dépôt des particules solides dans les milieux poreux ainsi que les conditions expérimentales des essais.

La majorité des essais réalisés a été menée sur des particules colloïdales (tailles inférieures à 1 μm) et en utilisant des colonnes de petites dimensions (Bradford et al., 2002 ; Porubcan & Xu, 2011 ; Raychoudhury et al., 2014 ; You et al., 2013).

Dans la première partie de cette recherche, une colonne de 62 cm de longueur et 4,4 cm de diamètre intérieur est utilisée pour étudier l'influence de la distribution granulométrique des milieux poreux sur le transport et le dépôt des particules en suspension. Deux sables avec des granulométries serrées et différentes ont été utilisés. Un troisième milieu obtenu en mélangeant les deux premiers sables avec une proportion égale en masse a été utilisé. Des particules naturelles d'argile avec une granulométrie sélectionnée ont été injectées en continu dans le milieu poreux.

Dans la deuxième partie de cette étude, une colonne de 32 cm de longueur et 4,4 cm de diamètre intérieur est utilisée pour étudier les effets de la taille et de la polydispersivité des particules injectées (injection instantanée) sur leur transport et dépôt. Trois populations de particules synthétiques de latex monodisperses et des mélanges de ces trois populations ont été utilisées.

En résumé, les aspects ci-dessous sont abordés dans cette étude :

- Les effets hydrodynamiques
- Les effets de la granulométrie du milieu
- Les effets de la taille et de la distribution de taille des particules transportées

Etude Bibliographique

Le suivi de l'évolution dans le temps et dans l'espace de la taille des particules transportées et déposées a été exploré.

Tableau I-1. Caractéristiques des matériaux et dispositif utilisés dans la littérature

Auteurs	Particules injectées	d_p (μm)	Milieu poreux	d_g (μm)	Type d'injection	Colonne ($D * L$) (cm)
Bennacer et al., 2013	limon	Entre 2 et 30	sable	1125	Instantanée	4x32
Alem et al., 2013, 2015	kaolinite (P300)	Entre 1,7 et 40	sable	410	Continue	4,1x40
Bradford et al., 2002	latex	0,45 ; 1 ; 2 ; 3,2	BV et sable	150; 240; 260; 360; 710	Echelon	5x10 ; 4,8x15
Ahfir et al., 2009	limon	Entre 2 et 15	BV et graviers	2300; 3000	Instantanée	6,4x(33 ; 66 ;100)
Kretzschmar & Sticher, 1998	particules d'hématite	0,122	sable	Entre 200 et 630	Instantanée	1x6 ; 2,5x45
Moghadasi et al., 2004	oxyde d'aluminium	7 ; 16	BV et sable	192 ; 245 ; 265 ; 338 ; 410 ; 480 ; 1000	Continue	3,2x58
Porubcan & Xu, 2011	latex	0,46; 2,94; 5,1; 6,06	sable	0,556; 0,479; 0,395; 0,345	Echelon	2,5x15
Raychoudhury et al., 2014	particules de fer	0,07	sable	150; 250; 510; 775	Echelon	1x9
Tosco & Sethi, 2010	particules de fer	0,07	sable	690	Echelon	2,4x46
Walshe et al., 2010	bactéries et kaolinite	0,026 ; entre 1 et 15	graviers mélangé avec argile, limon et sable	9720	Echelon	19x200
You et al., 2013	latex	3,13; 4,36; 6,33; 9,08	BV et sable	Entre 30 et 125	Continue	2,5x10
Xu & Saiers, 2009	latex	3,1; 5,1	sable	125-150	Echelon	2,5x15

*BV désigne les billes de verre

Tableau I-2. Conditions expérimentales et paramètres étudiés

Auteurs	porosité	U (cm/s)	C _i (g/L)	Paramètres étudiés
Bennecer et al., 2013	40	Entre 0,055 et 0,42	3,000	Effet de la taille de particules injectées
Alem et al., 2013, 2015	37	Entre 0,041 et 0,209	1,000	Effets des forces hydrodynamiques
Bradford et al., 2002	Entre 32,8 et 37,8	Entre 0,099 et 0,169	0,012	Effets de la taille des particules et des grains
Ahfir et al., 2009	39 ; 45	Entre 0,019 et 0,482	0,100	Effet de la longueur et de la structure du milieu poreux
Kretzschmar & Sticher, 1998	-	Entre 0,0003 et 0,020	Entre $0,2 \times 10^{-3}$ et 2×10^{-3}	Effets de la chimie de surface et de la vitesse d'écoulement
Moghadasi et al., 2004	Entre 37,8 et 38,5	Entre 0,417 et 1,667	Entre 0,015 et 2,000	Colmatage du milieu provoqué par le dépôt des particules
Porubcan & Xu, 2011	Entre 32 et 35	0,001	Entre 0,100 et 0,300	Effet du milieu poreux
Raychoudhury et al., 2014	32; 35	0,007	0,085; 0,350; 1,700	Effets du blocage mécanique « straining » sur le transport des particules
Tosco & Sethi, 2010	49	0,148	3,000	modélisation de transport en introduisant le blocage mécanique et les forces physico-chimiques
Walshe et al., 2010	26	Entre 0,006 et 0,012	0,010; 0,300	Effets de pH, force ionique, vitesse d'écoulement et les matières organiques sur le co-transport de bactérie avec le kaolinite
You et al., 2013	39,6	0,005	Entre $0,5 \times 10^{-3}$ et 2×10^{-3}	Effet d'exclusion de taille
Xu & Saiers, 2009	37	0,0052	0,100	Effet de la bi-dispersivité de taille des particules injectées

I.2. Ecoulement en milieu poreux saturé

Un milieu poreux type sol est constitué de grains solides et des espaces vides entre les grains. Le transfert de fluide à travers un milieu poreux est un phénomène complexe. La caractérisation d'un milieu poreux est une nécessité afin de pouvoir étudier ces phénomènes de transfert. Plusieurs paramètres sont essentiels pour caractériser le milieu poreux : la porosité, la perméabilité, la tortuosité, la masse volumique, l'hétérogénéité et la distribution des pores dans le milieu poreux.

I.3. Caractérisation d'un milieu poreux

- **Porosité**

La porosité totale ϕ d'un milieu est définie comme le rapport entre le volume des pores V_p [L^3] et le volume total V_t [L^3] de l'échantillon. Elle s'écrit :

$$\phi = \frac{V_p}{V_t} \quad (I.1)$$

On définit la porosité cinématique ϕ_c comme le rapport du volume de l'eau qui peut circuler librement sous la force de gradient hydraulique sur le volume total du sol :

$$\phi_c = \frac{\text{Volume des vides occupés par un fluide mobile}}{\text{Volume total}} \quad (I.2)$$

- **Conductivité hydraulique**

La conductivité hydraulique est une caractéristique importante d'un milieu poreux qui décrit l'aptitude de ce milieu à être traversé par un fluide sous un gradient hydraulique. La loi de Darcy permet de déterminer la conductivité hydraulique K [LT^{-1}] en calculant le débit Q [L^3T^{-1}] traversant le milieu poreux.

$$\frac{Q}{A} = K \cdot i \quad (I.3)$$

où i est le gradient hydraulique [LL^{-1}] et A est la surface de la section traversée par l'écoulement [L^2].

La conductivité hydraulique K est un paramètre lié à la perméabilité intrinsèque k [L^2] et à la viscosité dynamique du fluide μ [$ML^{-1}T^{-1}$] par la relation suivante :

$$K = \frac{k \cdot \rho_f \cdot g}{\mu} \quad (I.4)$$

où g est l'accélération de la pesanteur [LT^{-2}] et ρ_f est la masse volumique du fluide [ML^{-3}].

La perméabilité intrinsèque ne dépend que de la structure et de la connectivité des pores entre les grains du milieu poreux. On trouve dans la littérature plusieurs études ayant pour but de prédire l'évolution de la perméabilité en fonction des caractéristiques du milieu poreux, tels que le diamètre et la forme des grains, la porosité ou la géométrie du milieu poreux (Chapuis, 2008, Sperry & Peirce, 1995, Carman, 1937).

- **Tortuosité**

La tortuosité d'un milieu poreux décrit la complexité du chemin de passage continu à travers l'espace porale de ce milieu. Elle peut être définie comme le rapport entre la longueur d'une ligne de courant entre deux points du milieu poreux et la distance droite entre ces points (Guo, 2012). La tortuosité est liée à la structure intérieure du milieu poreux. Elle est définie comme suit :

$$\tau = \left(\frac{L^*}{L} \right)^2 \quad (I.5)$$

avec L^* la longueur réelle des lignes de courant du fluide traversant un milieu poreux de longueur L .

- **Masse volumique**

On peut distinguer la masse volumique apparente et la masse volumique réelle.

- Masse volumique apparente ρ* : c'est la masse d'un milieu poreux divisée par le volume apparent qu'il occupe. Elle est décrite par la relation suivante :

$$\rho = \frac{M_h}{V_t} \quad (I.6)$$

où M_h est la masse du milieu poreux [M] et V_t est le volume total apparent du milieu [L^3]

- Masse volumique réelle $\rho_{réelle}$* : c'est la masse d'un milieu poreux sec rapportée au volume sec des grains. Elle est décrite par la relation suivante :

$$\rho_{réelle} = \frac{Ms}{Vg} \quad (I.7)$$

où V_g est le volume réel des grains [L^3].

- **Surface spécifique**

La surface spécifique S [L^{-1}] est une grandeur importante pour les phénomènes de surface comme l'absorption et l'adsorption. Elle correspond à la surface totale des particules par unité de volume. Pour les particules sphériques de diamètre d_p [L], la surface spécifique se calcule par la relation suivante :

$$S = \frac{\text{Surface de la particule}}{\text{volume de la particule}} = \frac{\pi d_p^2}{\pi \frac{4}{3} \left(\frac{d_p}{2}\right)^3} = \frac{6}{d_p} \quad (I.8)$$

- **Granulométrie d'un milieu poreux**

La granulométrie est une analyse qui permet de déterminer la distribution massique des grains suivant leurs dimensions. Elle se fait généralement par le tamisage qui vise à mesurer la masse des grains passés par un groupe de tamis. A la fin de tamisage on peut tracer la courbe granulométrique qui représente le pourcentage des grains dont le diamètre est inférieur ou égal à un diamètre donné. A partir de cette courbe, on peut obtenir des paramètres caractérisant la distribution granulométrique du milieu poreux. On peut citer :

- i. Le coefficient d'uniformité qui est défini par la relation suivante :

$$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}} \quad (I.9)$$

On considère généralement que la granulométrie du milieu est dite uniforme ou serrée si C_u est inférieur à 2 et dit étalée si C_u est supérieur à 2.

- ii. Le coefficient de courbure qui est définie par la relation suivante :

$$C_c = \frac{D_{30}^2}{D_{10} \cdot D_{60}} \quad (I.10)$$

Le sol peut être considéré bien gradué si C_c est entre 1 et 3.

D_{10} , D_{60} , D_{30} représentent les diamètres des tamis qui correspondent à un tamisât de 10, 30 et 60 %, respectivement.

I.3.1. Mécanismes de transport des particules dans un milieu poreux

Le transfert de particules dans un milieu poreux peut être provoqué par plusieurs phénomènes :

- **Convection**

La convection est parmi les mécanismes les plus prépondérants dans le mouvement des particules. Les particules se déplacent avec l'écoulement du fluide portant.

- **Diffusion moléculaire**

Ce phénomène est dû à l'agitation des particules par le mouvement Brownien. Ce mouvement aléatoire des particules dans un fluide ne les soumet à aucune interaction autre que des chocs avec les autres particules environnantes. Ce phénomène a tendance à homogénéiser la concentration des particules dans tout le fluide. Son influence ne devient importante que dans les cas des petites vitesses d'écoulement ($<10^{-7}$ cm/h⁻¹).

- **Dispersion cinématique**

La microstructure du milieu poreux et la variation de taille des pores provoquent des variations de la vitesse d'écoulement (maximale au milieu d'un pore et minimale le long de ses parois). Cela se traduit par une diversité des concentrations des particules dans les différents points du milieu poreux.

- **Dispersion hydrodynamique**

En général, il est difficile de découpler la diffusion moléculaire et la dispersion cinématique dans le transfert des particules à travers un milieu poreux. Les deux phénomènes sont reliés par les relations suivantes (Bear, 1972 ; Hu et Brusseau, 1994) :

$$\begin{cases} D_L = \alpha_L \cdot U_p + D^* \\ D_T = \alpha_T \cdot U_p + D^* \end{cases} \quad (I.11)$$

Où D_L et D_T représentent le coefficient de dispersion longitudinale et transversale, α_L et α_T [L] sont, respectivement, les dispersivités longitudinale et transversale, U_p est la vitesse moyenne de pores et D^* est le coefficient de diffusion effectif dans le milieu poreux (de Marsily 1986). La dispersivité longitudinale est un paramètre lié au milieu poreux ; elle reste de l'ordre du centimètre en colonnes de laboratoire et de l'ordre du mètre à la centaine de mètres sur le terrain (Brissaud 1983). Dans certains domaines de vitesses d'écoulement, la diffusion moléculaire est négligeable devant la dispersion cinématique.

I.3.2. Nombres adimensionnels

I.3.2.1. Nombre de Reynolds

Le nombre de Reynolds est un nombre adimensionnel qui caractérise l'écoulement dans le milieu poreux (laminaire, transitoire, turbulent). Il est relié à la vitesse de Darcy U [LT⁻¹], le diamètre moyen des grains d_g [L] et la viscosité cinématique du fluide ν [L²T⁻¹]:

$$R_e = \frac{U \cdot d_g}{\nu} \quad (I.12)$$

Lorsque le nombre de Reynolds est inférieur à 10, on accepte que la loi de Darcy soit applicable et l'écoulement est purement laminaire à l'intérieur des pores. Entre 10 et 100, la loi de Darcy n'est plus applicable et les forces d'inertie ne sont plus négligeables. A partir de 100, l'écoulement devient nettement turbulent (de Marsily 1986).

I.3.2.2. Nombre de Péclet

Afin de montrer l'importance de la convection par rapport à la diffusion moléculaire et/ou dispersion, il est nécessaire d'introduire le nombre adimensionnel de Péclet dynamique Pe :

$$Pe = \frac{U_p \cdot l}{D_L} \quad (I.13)$$

où l est une longueur caractéristique du milieu poreux (souvent prise égale au diamètre moyen des grains ou des pores), U_p est la vitesse moyenne convective et D_L est le coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale.

✓ Régimes de dispersion

De nombreuses expériences ont essayé de déterminer les relations liant le coefficient de dispersion, la distribution de vitesse et le coefficient de diffusion moléculaire (D_0). Une analyse dimensionnelle montre que le nombre adimensionnel D_L/D_0 est fonction d'un autre nombre adimensionnel, le nombre de Peclet de diffusion défini par la relation suivante (Pfannkuch, 1963):

$$Pe_d = \frac{U_p d_g}{D_0} \quad (I.14)$$

Cinq régimes de mélange qui correspondent à des répartitions variables entre les rôles joués par la diffusion moléculaire et la dispersion cinématique sont définis (Pfannkuch, 1963):

- Régime I : $Pe_d < 0,3$ la diffusion moléculaire est dominante et l'advection est négligeable.

- Régime II : $0,3 < Pe_d < 5$ la diffusion moléculaire et la dispersion longitudinale sont du même ordre.
- Régime III : $5 < Pe_d < 300$ la dispersion cinématique est prédominante mais la diffusion moléculaire ne peut pas être négligée car elle réduit les effets de la dispersion longitudinale.
- Régime IV : $300 < Pe_d < 10^5$ dispersion cinématique pure. L'effet de la diffusion moléculaire devient négligeable.
- Régime V : $Pe_d > 10^5$ zone hors du domaine de validité de la loi de Darcy.

I.3.3. Equation de transport dans un milieu poreux

Dans un milieu poreux saturé traversé par un écoulement permanent unidimensionnel, le transport de soluté (sans adsorption/désorption) peut être décrit par l'équation suivante :

$$\frac{\partial C(x, t)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_L \frac{\partial C(x, t)}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial x} (u C(x, t)) \quad (I.15)$$

où $C(x, t)$ est la concentration en solution [ML^{-3}], u est la vitesse moyenne de pores [L^2T^{-1}], x est la distance de transport [L] et t est le temps [T].

Afin de décrire les phénomènes de dépôt/détachement de particules fines, il est nécessaire d'inclure dans l'équation précédente un terme source qui les prend en compte comme suit :

$$\frac{\partial C(x, t)}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C(x, t)}{\partial x^2} - u \frac{\partial C(x, t)}{\partial x} - \Gamma \quad (I.16)$$

Γ est le terme source qui peut s'écrire :

$$\Gamma = \frac{\rho}{\phi_0} \frac{\partial S(x, t)}{\partial t} = K_{dep} \cdot C(x, t) - \frac{\rho}{\phi_0} K_r S(x, t) \quad (I.17)$$

$S(x, t)$ est la masse de particules déposées par unité de masse du milieu poreux [MM^{-3}], ϕ_0 est la porosité initiale du milieu poreux [L^3L^{-3}], K_{dep} et K_r sont les coefficients cinétique de dépôt et de détachement [T^{-1}], respectivement.

I.4. Processus de transport et dépôt des particules en suspension

Dans ce qui suit, nous allons mettre en évidence les forces en présence et les connaissances de base sur la rétention et la mobilisation des particules solides dans les milieux poreux. L'influence des différents paramètres sur le transport et le dépôt des particules solides sera également abordée.

I.4.1. Sources des particules en suspension dans l'environnement

La première source de particules mobiles dans les eaux souterraines est le détachement de ces particules de sol suite aux changements physico-chimiques (exemple, la force ionique et le pH) et les conditions hydrodynamiques qui règnent dans le milieu poreux. De nombreuses études ont montré que la dispersion et le relargage des particules sont favorisés par l'augmentation du pH et la diminution de la force ionique (Grolimund & Borkovec, 2001). Saiers et Hornberger (1996) ont constaté expérimentalement que dans des conditions où la force ionique de l'eau interstitielle est basse, les particules de kaolinite accélèrent de manière significative le transport de ^{137}Cs à travers une colonne remplie de sable. Walshe et al. (2010) ont remarqué que le transfert de Bactériophage MS2 avec les particules de kaolinite peut être amélioré avec l'augmentation de la force ionique et la décroissance du pH. La mobilisation est provoquée par l'expansion des doubles couches électrostatiques autour de la particule et le grain chargé. Par ailleurs, les changements des conditions hydrodynamiques jouent un rôle important dans la mobilisation des particules telle que l'augmentation de la vitesse d'écoulement. Dans l'alimentation artificielle des aquifères et la production de pétrole, il est possible que l'injection rapide de l'eau produise un cisaillement hydrodynamique qui mobilise les particules se trouvant à côté des puits (Ryan & Elimelech, 1996). Les forces hydrodynamiques qui peuvent mobiliser les particules de la matrice du sol sont (Sen & Khilar, 2006):

- La force de portance due à la nature instable de la sous-couche visqueuse dans la couche turbulente qui entoure la particule.
- La force hydrodynamique le long de la surface qui provoque un glissement des particules.
- La force de torsion qui engendre le roulement des particules.

Les particules dans le sol présentent une forte hétérogénéité au niveau de leur taille. Elles peuvent varier d'une fraction de millimètre jusqu'à quelques nanomètres. La Figure I-3 classe les particules par taille. Le diamètre $1 \mu\text{m}$ est une limite arbitraire entre les particules colloïdales et les particules en suspension.

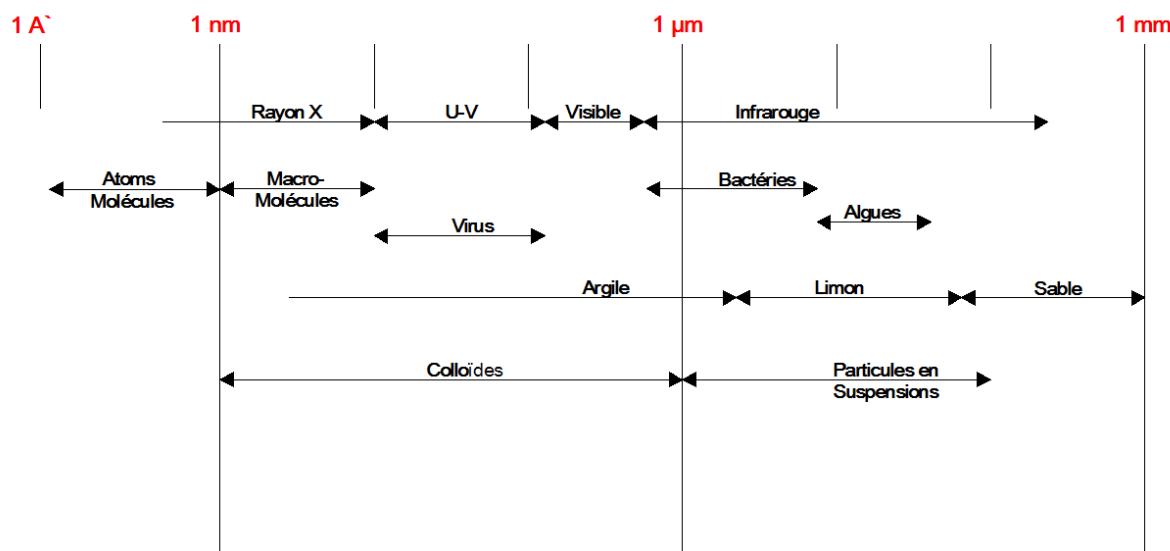


Figure I-3. Répartition des particules dans l'environnement en fonction de leur taille (D'après Elimelech et al., 1995)

I.4.2. Forces en présences

I.4.2.1. Forces physico-chimiques

Les perturbations chimiques du milieu, telles qu'une modification de la force ionique ou du pH de la solution du sol, l'adsorption d'ions et de macromolécules sur les surfaces solides impliquant une modification de charge de ces dernières, influent sur le détachement/attachement des particules solides.

✓ Interactions de Van Der Waals

Ce sont des forces d'attraction qui agissent entre deux corps suffisamment proches (quelques centaines d'Angströms). Elles dépendent de la taille, la forme et la distance entre les particules. Ces forces résultent de l'interaction entre les dipôles (permanents ou induits) d'une particule. L'énergie potentielle d'attraction de Van der Waals est donnée comme suit (Bhattacharjee & Elimelech, 1997):

$$\phi_{VDW} = -\frac{H}{6} \left[\frac{r_p}{\delta} + \frac{r_p}{\delta + 2r_p} + \ln \left(\frac{\delta}{\delta + 2r_p} \right) \right] \quad (I.18)$$

où r_p est le rayon de particule [L], H est la constante de Hamaker qui tient compte des caractéristiques des deux corps concernés par l'interaction (Bergström 1997 ; Hamaker 1937), δ est la distance de séparation entre les deux surfaces [L].

✓ **Forces de la double couche**

Considérons deux particules ou une particule et un grain du milieu poreux à travers lequel circule un fluide. A faibles distances, ces particules interagissent sous l'effet de leurs doubles couches. Ces interactions peuvent être répulsives s'il y a un excès de concentration en ions de signes opposés à celui de la surface de la particule dans l'espace séparant les surfaces de deux particules ou particule et paroi du grain. Ces interactions deviennent attractives s'il y a des fluctuations de concentration ionique entre les surfaces des particules dans le même espace où la densité de charge superficielle des particules est elle-même élevée. La cohésion due à ces forces peut devenir considérable. L'expression de l'énergie potentielle de double couche est développée par Hogg et al. (1966) pour l'interaction sphère-plan. Elle s'écrit :

$$\phi_{DL} = \pi \cdot \varepsilon_p \cdot \varepsilon_0 \cdot r_p \left[2 \cdot \xi_p \cdot \xi_g \cdot \ln \left(\frac{1 + \exp(-k_D \cdot \delta)}{1 - \exp(-k_D \cdot \delta)} \right) + (\xi_p^2 + \xi_g^2) \ln(1 - \exp(-2 \cdot k_D \cdot \delta)) \right] \quad (I.19)$$

avec ε_p (adimensionnelle) est la permittivité électrique du milieu, ε_0 est la permittivité du vide [$T^4 A^2 L^{-3} M^{-1}$] (A est l'unité Ampère), ξ_g et ξ_p sont le potentiel zéta de la particule et du collecteur respectivement [V], k_D est la longueur réciproque de Debye et k_D^{-1} est souvent appelé épaisseur de double couche [L].

Pour l'eau à 20 °C, k_D^{-1} se simplifie sous la forme suivante :

$$k_D^{-1} = 3.28\sqrt{I} \quad (I.20)$$

I est la force ionique exprimée en moles par litre, k_D^{-1} en cm.

La double couche électrique se caractérise par un potentiel électrique, connu en tant que potentiel zéta, qui est utilisé pour montrer la différence de potentiel entre la surface des particules et la solution (Hiemenz & Rajagopalan, 1997).

✓ **Théorie de DLVO**

Cette théorie a été développée par Derjaguin & Landau (1941) et Verwey & Overbeek (1948) pour décrire les différentes énergies potentielles entre la surface des particules. L'énergie

Etude Bibliographique

d'interaction (ϕ_{tot}) entre une particule et un grain est la somme du potentiel attractif de Van der Waals (ϕ_{VDW}) et répulsif de double couche électrique (ϕ_{DL}) :

$$\phi_{tot} = \phi_{VDW} + \phi_{DL} \quad (I.21)$$

La Figure I-4 représente l'évolution de l'énergie totale d'attraction ($\phi_{tot} (1/K_b.T)$) en fonction de la distance qui sépare la surface d'une particule et la surface d'un grain de milieu poreux supposé plan. K_b est la constante de Boltzmann ($1,38 \times 10^{-23} \text{ J.K}^{-1}$) et T est la température absolue (273,15 K). Les énergies (ϕ_{min1} , ϕ_{min2}) sont des énergies attractives et (ϕ_{max}) est une énergie répulsive. Les forces résultantes de ces énergies (F_{A1} , F_{A2} , F_B) sont calculées comme suit :

$$\left\{ \begin{array}{l} F_{A1} = \frac{|\phi_{min1}|}{\delta_{min1}} \\ F_{A2} = \frac{|\phi_{min2}|}{\delta_{min2}} \\ F_B = \frac{|\phi_{max}|}{\delta_{max}} \end{array} \right. \quad (I.22)$$

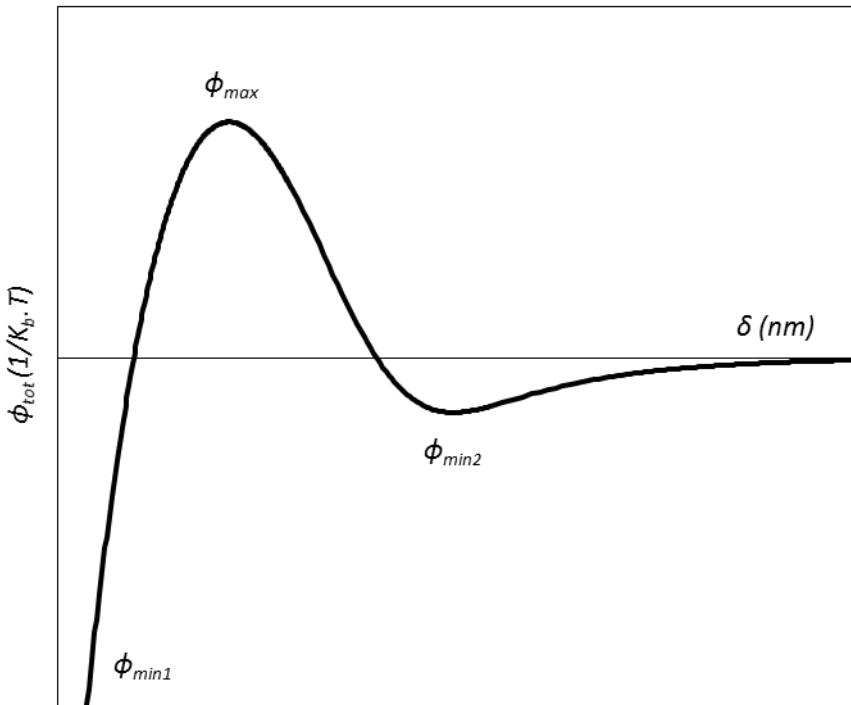


Figure I-4. Profil d'énergie d'interaction entre deux surfaces en fonction de la distance de séparation

δ_{min1} , δ_{min2} et δ_{max} sont les distances de séparation de la particule à la paroi du grain, respectivement, pour les énergies ϕ_{min1} , ϕ_{min2} et ϕ_{max} . Lorsque la particule se rapproche du grain, elle peut s'agréger dans le 2^{ème} minimum (ϕ_{min2}). Cette attraction est très fragile, soit la particule reste piégée, soit elle a assez d'énergie pour s'échapper. Si la particule traverse le 2^{ème} minimum, elle subit une forte répulsion par la barrière d'énergie du potentiel maximal (ϕ_{max}). Pour dépasser cette zone, la particule doit avoir une énergie suffisante. Si c'est le cas, elle se retrouve à très faible distance de la paroi du grain et est attirée par un potentiel d'attraction infini appelé 1^{er} minimum (ϕ_{min1}).

✓ Interactions non DLVO

Les interactions non-DLVO ont pour objectif de compléter la théorie de DLVO qui a ignoré la nature discrète des éléments qui constituent les deux surfaces en contact comme les forces de répulsion de Born résultent de la superposition des nuages d'électrons lorsque les surfaces sont extrêmement proches. Ces forces résultent de la superposition des nuages d'électrons lorsque les surfaces sont extrêmement proches. Elles dépendent des caractéristiques des surfaces des particules et grain du milieu poreux. Pour une particule et une paroi, l'énergie potentielle d'interaction de Born est donnée par Ruckenstein & Prieve (1976) :

$$\phi_{Born} = \frac{H \cdot \sigma_c^6}{7560} \left[\frac{4d_p + \delta}{(d_p + \delta)^7} + \frac{3d_p - \delta}{\delta^7} \right] \quad (I.23)$$

où σ_c est le diamètre de collision de Born de l'ordre de 0,3 nm

La nouvelle formule de l'énergie potentielle d'interaction entre deux surfaces en incluant l'interaction répulsive de Born s'écrit comme suit :

$$\phi_{tot} = \phi_{VDW} + \phi_{DL} + \phi_{Born} \quad (I.24)$$

La Figure I-5 montre le nouveau profil d'énergie d'interaction en incluant l'interaction répulsive de Born.

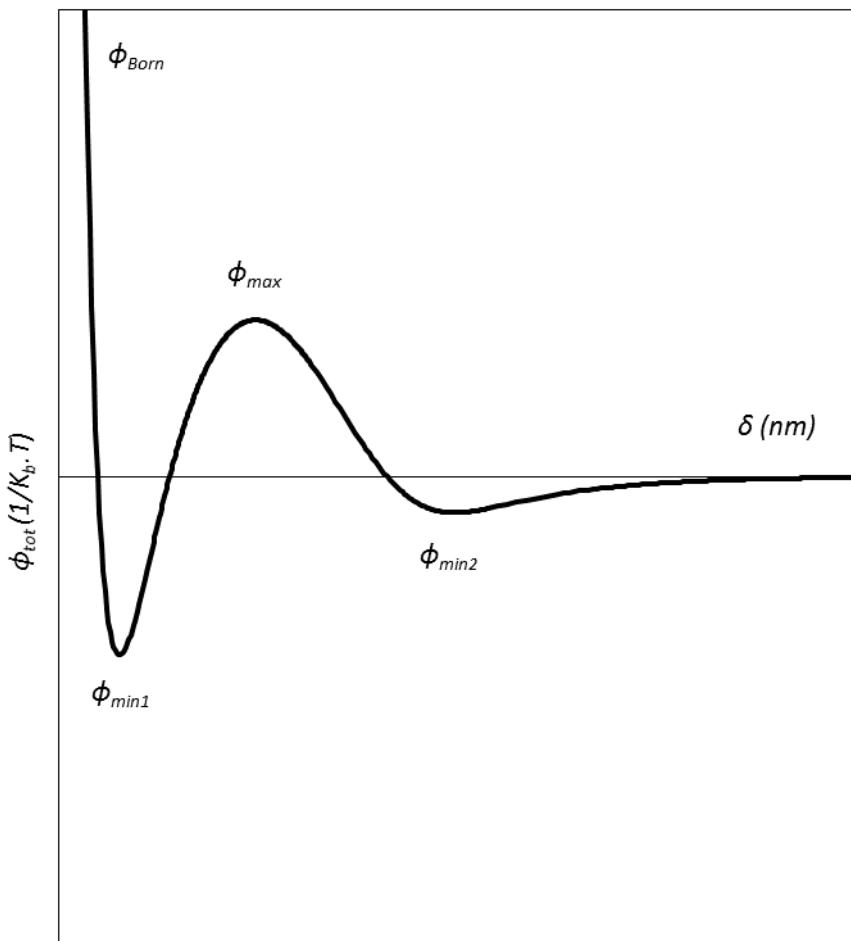


Figure I-5. Profil non-DLVO de l'énergie d'interaction entre deux surfaces en fonction de la distance de séparation

I.4.2.2. Forces hydrodynamiques et mécaniques

La Figure I-6 présente les principales forces qui interviennent dans l'équilibre des moments sur la particule attachée à la surface d'un pore :

✓ Force hydrodynamique (traînée)

L'expression de la force de trainée (hydrodynamique) F_H qui s'applique sur une particule supposée sphérique dans le cas d'une suspension à faible concentration est donnée par la relation suivante (Goldman et al., 1967 ; O'Neill 1968) :

$$F_H = 1,7009(6\pi\mu d_p U_p) \quad (I.25)$$

où d_p est le diamètre de la particule transportée [L²], μ est la viscosité du fluide et U_p est la vitesse moyenne de pore [L/T].

✓ **Forces de gravité**

Les particules peuvent avoir une densité différente de celle du fluide. Dans ce cas, elles sont alors soumises à la sédimentation par l'action de la force de gravité. La sédimentation peut être négligeable pour les particules peu denses et de petite taille. Le phénomène de sédimentation joue un rôle très important pour les particules de diamètre supérieur à 25 µm (Herzig et al., 1970). La force de gravité F_G , proportionnelle à la taille de la particule et à la différence de densité entre la particule et le fluide, s'écrit :

$$F_G = \frac{4}{3} \pi r_p^3 (\rho_p - \rho_f) g \quad (I.26)$$

où g est l'accélération gravitationnelle, r_p est le rayon de la particule, ρ_p et ρ_f sont respectivement la masse volumique de la particule et la masse volumique du fluide.

✓ **Forces d'inertie**

A cause de leur inertie, les particules ne peuvent pas suivre les lignes de courant et elles dérivent. Elles peuvent entrer directement en collision avec les grains pour être déposées. L'expression de la force d'inertie F_I est approchée par la relation :

$$F_I = \frac{4}{3} \pi r_p^3 \rho_p \frac{dU_p}{dt} \quad (I.27)$$

Ce type de mécanisme de dépôt lié à l'inertie des particules est régi par le nombre de Stokes N_{st} :

$$N_{st} = \frac{m U_p}{6 \pi \mu r_p r_g} \quad (I.28)$$

où r_g représente la longueur caractéristique du collecteur, m la masse de la particule, U_p la vitesse interstitielle moyenne au centre de la particule (vitesse moyenne de pores). Ce mécanisme de dépôt est important pour les particules en suspension dans du gaz mais N_{st} est très faible pour les particules dans l'eau.

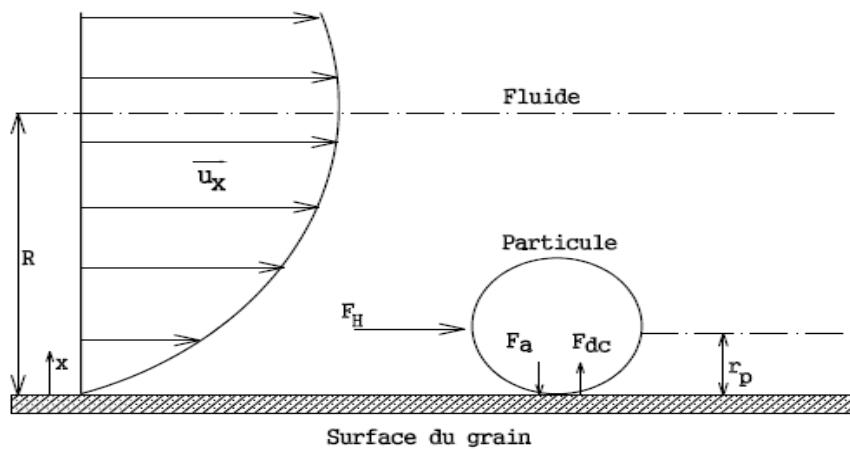


Figure I-6. Schéma qui représente les forces hydrodynamiques sur une particule soumise à un écoulement. F_H : Force hydrodynamique, F_A : Force d'adhérence, F_{dc} : Force de soulèvement. (D'après Ryan & Elimelech, 1996)

I.4.3. Sites de rétention

Il existe différents types de sites de rétention associés aux différents mécanismes de capture (Figure I-7).

- 1- les sites de surface : la particule est retenue sur la surface du grain du milieu poreux.
- 2- les sites de crevasse : la particule est coincée entre deux surfaces convexes de deux grains.
- 3- les sites de constriction : la particule ne peut pas pénétrer dans un pore de taille inférieure à sa propre taille.
- 4- les sites de caverne : la particule est retenue dans une poche formée de plusieurs grains.

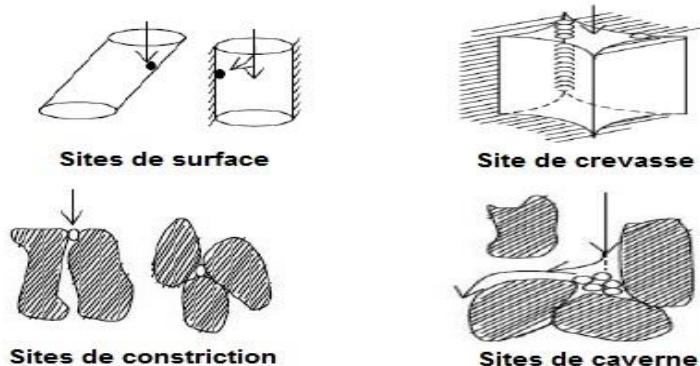


Figure I-7. Types de Sites de rétention (D'après Herzig 1970)

I.4.4. Mécanismes de capture

Après la mobilisation des particules solides dans le milieu poreux, elles sont transportées par le fluide et peuvent se déposer plus loin dans le milieu poreux. Plusieurs mécanismes de dépôt dépendant de la nature des particules en suspension (forme et taille), des propriétés du fluide,

ainsi que de la porosité du milieu (taille des pores, interconnexion entre pores) peuvent intervenir.

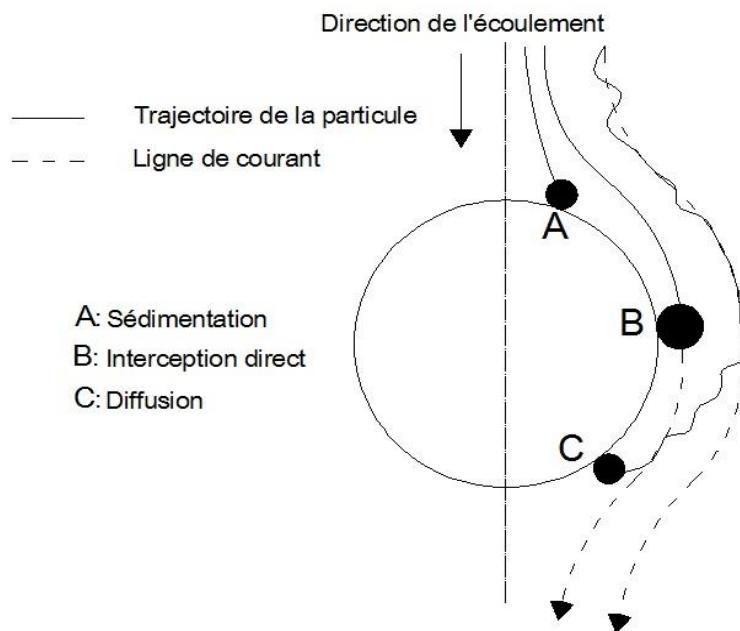


Figure I-8. Mécanismes de capture des particules en suspension dans le milieu poreux (D'après Yao et al., 1971)

- **Diffusion brownienne**

La diffusion brownienne est un mouvement aléatoire des particules sous l'agitation thermique. Ce mouvement concerne les particules qui ont un diamètre inférieur à 1 μm . Pour les particules les plus grosses, l'effet de ce phénomène est négligeable devant les forces hydrodynamiques. Cette diffusion peut provoquer la capture des particules en mouvement sur des collecteurs (grains) (Figure I-8).

- **Blocage mécanique (straining)**

Le blocage mécanique (Straining) est le piégeage d'une particule dans la gorge d'un pore qui est trop petit pour permettre à la particule de passer (Herzig et al., 1970 ; Bradford 2002 ; Foppen et al., 2007 ; Zhuang et al., 2005). Le blocage mécanique peut se produire dans les pores qui se forment dans les points de contact grain-grain ou dans la rugosité de surface des grains (Bradford et al., 2006). Ce mécanisme influence remarquablement les propriétés physiques du milieu (perméabilité, porosité) (Raychoudhury et al., 2014). Ce mécanisme est dominant dans la filtration des grosses particules. Pour caractériser le blocage mécanique on utilise le rapport entre la taille des particules d_p et celle du grain du milieu d_g . Le blocage mécanique augmente quand le rapport d_p/d_g augmente. Le blocage augmente lorsque la vitesse

Etude Bibliographique

d'écoulement diminue et/ou la force ionique augmente (Bradford et al., 2007). Des auteurs ont montré que le blocage mécanique à l'entrée du milieu poreux est accentué et il diminue avec la profondeur de pénétration (Johnson et al., 2007a ; Bradford et al., 2006). Dans la littérature, diverses valeurs critiques de (d_p/d_g) ont été proposées (Tableau I-3). Raychoudhury et al. (2014) et Hong et al. (2009) ont constaté que le blocage mécanique peut avoir lieu pour un rapport d_p/d_g assez faible. Ils justifient leurs résultats par la formation des agrégats de particules de grandes tailles qui augmente la probabilité de leur capture par blocage mécanique. Tufenkji & Elimelech (2004) constatent que la forme des grains et la rugosité de surface influencent considérablement le blocage mécanique. Foppen et al. (2007) ont montré que le blocage mécanique diminue avec le temps d'injection due à la saturation des sites de rétention dans le milieu. Certains auteurs (Bradford et al., 2003 ; Bradford et al., 2007) proposent des relations empiriques de type puissance ($K_{str}=\alpha(d_p/d_g)^\eta$) qui expriment le coefficient de blocage mécanique k_{str} en fonction du rapport (d_p/d_g) . D'autres auteurs (Xu et al., 2006 ; Raychoudhury et al., 2014 ; Porubcan & Xu, 2011) proposent une relation linéaire entre K_{str} et le rapport d_p/d_g .

Auteurs	d_p/d_g
Herzig et al., 1970	0,15
Xu et al., 2006	0,008
Bradford et al., 2007	0,003
Ma & Johnson, 2009 ; Bradford et Bettahar 2006 ; Bradford et al., 2003 ; Johnson et al., 2007a	0,005
Foppen et al., 2005	0,012
Raychoudhury et al., 2014	0,0002
Tosco & Sethi, 2010	0,0001
Hong et al., 2009	0,000055

Tableau I-3. Valeurs critiques de d_p/d_g citées dans la littérature

• **Interception**

Sous l'effet de leur taille les particules peuvent être retenues à la surface du grain même si leur densité est proche de celle du fluide. En effet, au lieu de suivre les lignes de courant, les particules peuvent être directement interceptées à la surface des grains (Figure I-8). Lorsque les grains et les particules sont parfaitement sphériques, ce mécanisme se produit quand les

lignes de courant, que la particule suit, se trouvent à une distance de la surface du collecteur égale au rayon de la particule.

- **Sédimentation**

Dans le cas où la densité d'une particule est plus importante que celle du fluide, les particules ont tendance à dévier des lignes de courant dans le sens de la force de gravité (Figure I-8). La vitesse de sédimentation est très sensible au diamètre des particules, Elle est donnée par la loi de Stockes :

$$U_s = \frac{g}{18\mu} (\rho_p - \rho_f) d_p^2 \quad (I.29)$$

ρ_p et ρ_f sont respectivement les densités des particules et du fluide, μ est la viscosité dynamique du fluide et g l'accélération de la pesanteur. En comparant l'importance de la sédimentation par rapport à la convection (U_s : vitesse de sédimentation et u la vitesse interstitielle). Herzig et al. (1970) ont montré que la sédimentation reste toujours négligeable pour les particules de diamètre inférieur à $1\mu\text{m}$.

- **Blocage en zone morte (Wedging)**

C'est un mécanisme de dépôt de particules qui se manifeste dans des zones mortes (Figure I-7). Il se produit lorsqu'il y a une barrière d'énergie, la particule est transportée le long de la surface du grain à la distance de la barrière d'énergie par les forces hydrodynamiques jusqu'à une zone où la vitesse est suffisamment faible pour l'immobiliser (Johnson et al., 2007b). Les zones concernées par ce phénomène sont les points de contact entre les grains ou les pores en cul de sac. La particule est retenue par wedging (Li et al., 2006a,b ; Johnson et al., 2007b). Les observations indiquent que la géométrie du pore est un facteur critique de dépôt de la particule en présence d'une barrière d'énergie, même en milieu poreux composé de sphères. Une partie des particules déposées est retenue dans des zones de stagnation de l'écoulement dans les pores (Tong & Johnson, 2006).

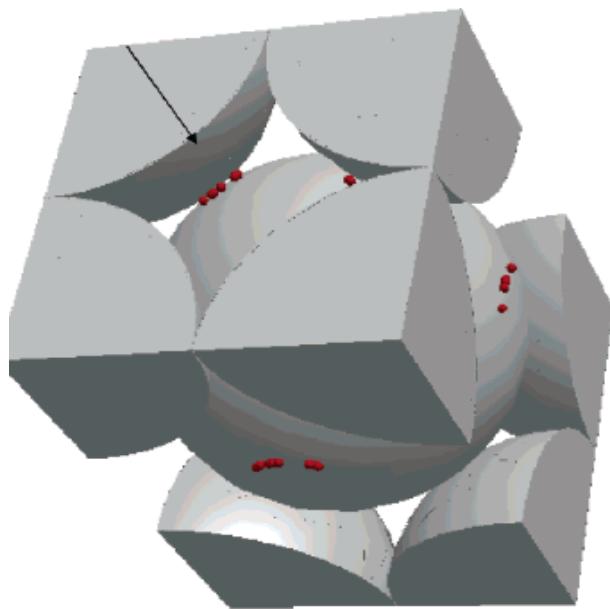


Figure I-9. Représentation des particules retenues par wedging en présence de la barrière d'énergie (D'après Johnson et al., 2007b)

I.4.5. Facteurs intervenant dans le transfert et la rétention des particules

I.4.5.1. La filtration

Le passage des particules en suspension à travers un milieu poreux (filtre), qui a des tailles des pores comparables avec celle de particules, permet de séparer ces particules de la solution portante. Ce phénomène dit filtration est lié à plusieurs facteurs : le filtre (porosité, diamètres des pores, taille et forme des grains), les particules en suspension (concentration, taille, forme, densité et nature physico-chimique), les caractéristiques du fluide d'écoulement (viscosité, densité, pH et salinité) ainsi que les caractéristiques de l'écoulement (débit, charge). Différents types de filtration peuvent être rencontrés dans le transfert de particules (Figure I-10).

✓ Filtration moyenne

Dans ce procédé, les petites particules peuvent pénétrer dans le milieu poreux et les grosses vont être piégées dans les pores du filtre qui ont des tailles moins importantes que la taille des particules. On emploie cette technique si on ne veut pas laisser passer les particules de tailles supérieures à une taille donnée. Pour les grosses particules de diamètre supérieur à $50 \mu\text{m}$, le filtre est utilisé comme tamis. Pour les petites particules, on utilise des membranes à tailles de pores bien déterminées.

✓ **Filtration en profondeur**

Dans la filtration en profondeur, la rétention des particules se fait le long du filtre. La filtration des particules peut être décrite par les deux processus suivants : i) le transport qui est essentiellement physique ii) l'attachement (Herzig et al., 1970).

✓ **Filtration avec formation de gâteau**

Dans ce cas, la taille de particules est suffisamment supérieure à celle des pores de filtre et la concentration de la solution est importante pour former une couche sur la surface du milieu. Ce processus est connue par la formation de gâteau (cake) externe (Sacramento et al., 2015 ;Windarto et al., 2011). Ce phénomène provoque un colmatage rapide du milieu et une chute importante de la perméabilité du filtre.

✓ **Filtration à écoulement transverse**

Ce type de filtration est un procédé de filtration continue car la direction de l'écoulement de la suspension est parallèle à la surface du milieu filtrant et le taux de cisaillement induit par l'écoulement est choisi de façon à éviter le dépôt de particules dans les pores du filtre.

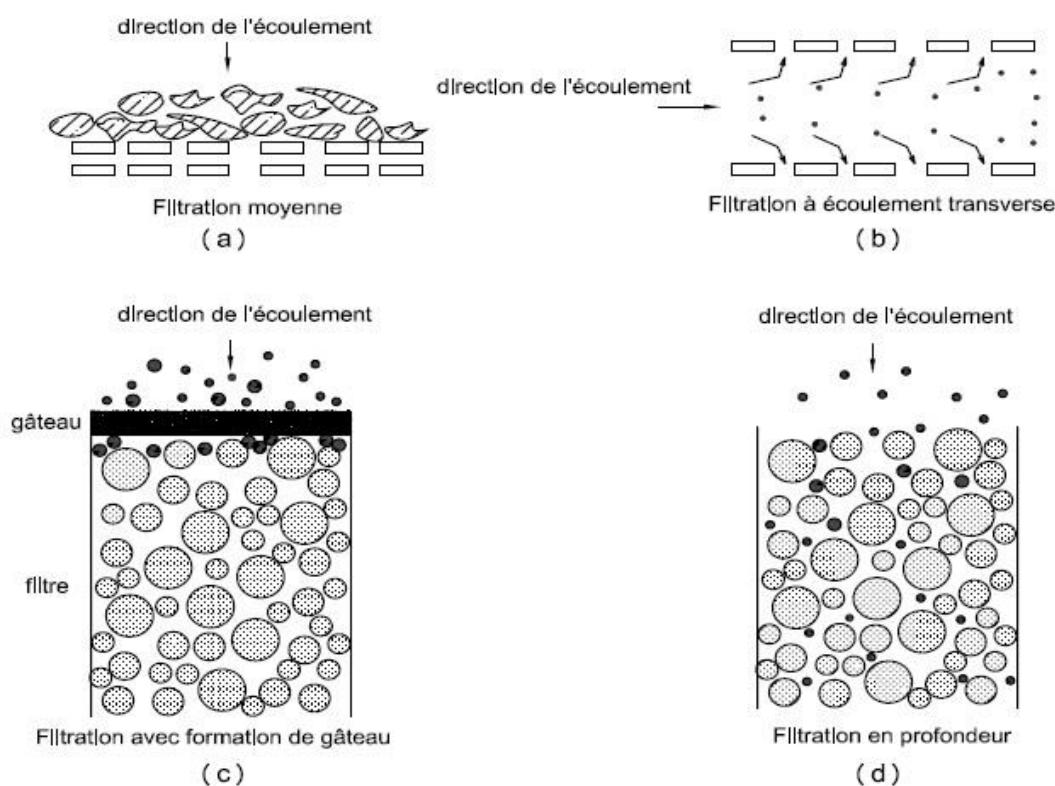


Figure I-10. Types de filtration (D'après Fried 1975)

- **Relargage**

Le relargage est un phénomène par lequel les particules déposées se libèrent du collecteur et reprennent les champs de l'écoulement pour se déposer à un autre endroit dans le milieu poreux ou continuent leur parcours jusqu'à la sortie du milieu. Le relargage est essentiellement dû aux changements des conditions hydrodynamiques de l'écoulement ou les conditions physico-chimiques, où les forces de répulsion entre les particules fines et la surface des grains de la matrice de sol dépassent les forces de liaison. Le relargage des particules peut être favorisé par l'augmentation du pH et la décroissance de la force ionique (Li et al., 2005 ; Walshe et al., 2010 ; Mesticou et al., 2014 ; Johnson et al., 2007a ; Torkzaban et al., 2010). Par ailleurs, les forces hydrodynamiques jouent un rôle important dans le détachement des particules déposées à cause des forces de cisaillement exercées par l'écoulement qui deviennent supérieures aux forces de liaison particule-grain (Johnson et al., 2007a ; Li et al., 2005). Des chercheurs ont montré aussi que l'augmentation de la vitesse interstitielle en conséquence de l'accumulation de dépôt joue un rôle dans le détachement des particules. Sharma et al. (1992) ont remarqué l'existence d'une vitesse critique au-delà de laquelle les particules fines déposées se détachent de la surface du grain. Les forces qui peuvent mobiliser une particule déposée à la surface de la matrice due à une perturbation physique sont : i- une force de soulèvement due à la nature instable de la sous-couche visqueuse de la couche limite turbulente, ii- une force hydrodynamique le long de la surface provoquant le glissement de la particule sur la surface du grain iii- une force de roulement de la particule sur la surface du grain (Sen & Khilar, 2006).

L'action des forces hydrodynamiques n'est pas la seule raison de détachement de particules retenues au sein du milieu poreux. Bai & Tien (1997) constatent que le détachement peut s'effectuer suite à une instabilité causée par des particules arrivant hors du milieu aux sites de rétention.

I.4.5.2. Effet des paramètres physiques

- **Effet d'exclusion de taille (Chromatographie hydrodynamique)**

Ce phénomène est connu dans le domaine de séparation des particules en raison de leur taille. Il a été constaté que les grosses particules, à cause de leur taille, sont exclues des petits pores et des chemins d'écoulement les plus tortueux (You et al., 2013 ; Bradford et al., 2003 ; Fallah et al., 2012 ; Ryan & Elimelech, 1996). Dans un milieu poreux saturé, les particules fines prennent donc les chemins les plus faciles et se propagent dans les plus grands pores. Ahfir et

al. (2007, 2009) et Benamar et al. (2005) ont montré l'existence d'une vitesse critique au-delà de laquelle les particules en suspension sont transportées plus rapidement que le traceur dissous. En fait, à l'intérieur des pores la distribution de la vitesse d'écoulement n'est pas uniforme ; elle est maximale au centre d'un pore et quasiment nulle sur la surface du grain.

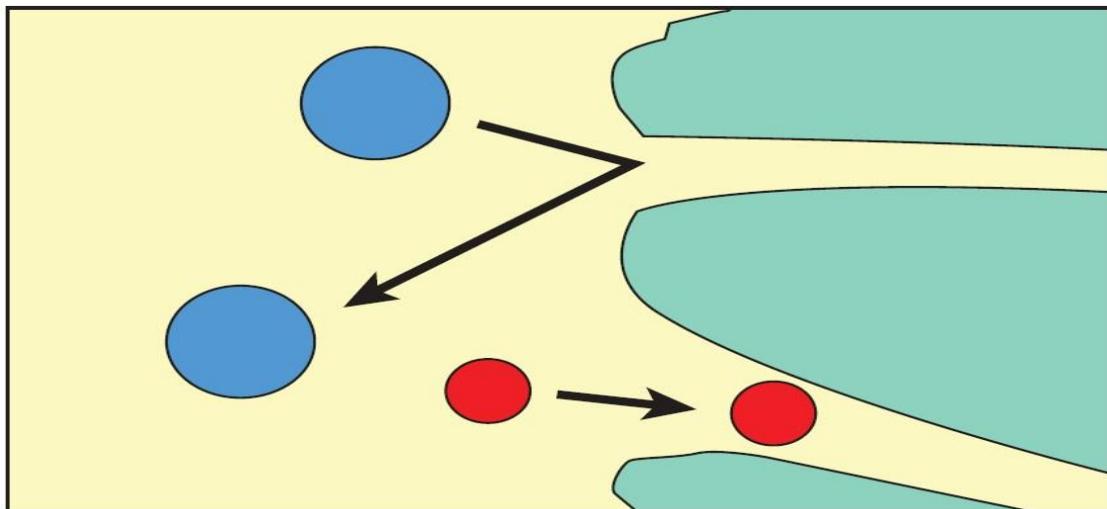


Figure I-11. Effet d'exclusion de taille (les petites particules sont retenues et les grosses sont exclues) (D'après « Guide to Gel Filtration or Size Exclusion Chromatography » Harvard Apparatus)

D'autres études (Kretzschmar & Sticher, 1998 ; Masséi et al., 2012) ont montré que les grosses particules sont transportées plus rapidement que les particules fines. Ce comportement est expliqué aussi par l'effet d'exclusion de taille. Cornelis et al. (2013) ont remarqué que l'exclusion de taille améliore le transport des particules d'argent lorsqu'elles sont co-transportées avec des particules naturelles. Selon Huber et al. (2000), l'effet de l'exclusion des particules est plus important pour des grosses particules que pour des fines. Cet effet est plus prononcé dans les milieux hétérogènes avec une large distribution de tailles granulométriques des particules. Sirivithayapakorn & Keller (2003) constatent que le phénomène d'exclusion de taille se produit quand le rapport (d_g/d_p) est inférieur à 1,5. Auset & Keller (2004) ont montré en utilisant un milieu modèle physique et une technique de visualisation à l'échelle microscopique que la dispersion cinématique diminue lorsque la taille des particules augmente. James & Chrysikopoulos (2003) et Chrysikopoulos & Syngouna (2014) ont expliqué ce phénomène par le fait que les grosses particules sont exclues des petits pores et choisissent les plages de vitesses d'écoulement interstitielles les plus favorables pour le transport vers la sortie de la colonne. En effet, les grosses particules restent au centre des pores et suivent les parcours moins tortueux. Ainsi les plus grosses particules sont moins dispersées que les plus petites.

- **Effet de la vitesse d'écoulement**

La vitesse d'écoulement est un paramètre important dans le transfert des particules. A faible vitesse d'écoulement, la rétention des particules augmente, ce qui conduit à une modification importante dans les caractéristiques hydrauliques du milieu poreux (Alem et al., 2013 ; Compère et al., 2001). Pour les vitesses d'écoulement importantes, les particules peuvent aller plus en profondeur dans le milieu poreux. Li et al. (2005) ont remarqué que la déposition des particules est plus importante lorsque la vitesse d'écoulement diminue. Wei et al. (2014) ont constaté que l'augmentation de la vitesse d'écoulement accélère le transport des particules de l'acide humique.

- **Effet de la taille des particules**

La taille des particules en suspension joue un rôle important dans le comportement de transport et dépôt des particules dans le milieu poreux (Bennacer et al., 2013 ; Chrysikopoulos & Katzourakis, 2015). Les particules de petites tailles sont plutôt influencées par la capture physico-chimique et les grosses particules sont retenues par le blocage mécanique (Herzig et al., 1970 ; Gohr Pinheiro et al., 1999).

Les résultats des études présentées par Brow et al., (2005) et Xu & Saiers (2009) ont montré que les grosses particules ont tendance de se déposer à l'accès des pores réduisant la taille des pores, ce qui permet d'améliorer la rétention des petites particules.

- **Effet du milieu poreux**

Plusieurs études en laboratoire ont été réalisées pour déterminer l'effet du milieu poreux sur le transfert et la filtration de particules solides (Porubcan & Xu, 2011 ; Torkzaban et al., 2010 ; Ahfir et al., 2007). Ces études se sont intéressées à la forme des grains constituant le milieu. Ahfir et al. (2007) ont trouvé des taux de restitution plus importants à la sortie de la colonne remplie de billes de verre (BV) que celle remplie de gravier. L'influence de la rugosité de surface des grains a aussi été étudiée par plusieurs auteurs. Les travaux de Hoek & Agarwal (2006), Shellenberger & Logan (2002) et Auset & Keller (2006) indiquent que les aspérités de surfaces des grains peuvent se comporter comme des sites de capture efficaces de particules. Sefrioui et al. (2013) ont montré que la forme des aspérités joue un rôle important dans la rétention des particules. Torkzaban et al. (2010) ont démontré que la rugosité de surface à l'échelle de nanoparticule peut créer des conditions favorables pour le dépôt des nanoparticules. Porubcan & Xu (2011) montrent que le blocage mécanique des particules est plus important lorsque la taille des grains diminue et le mélange de différentes tailles de

grains réduisent l'ouverture des pores du milieu, ce qui permet de multiplier les sites de rétention de particules. D'autres caractéristiques du milieu poreux affectent la capture des particules en suspension au cours de leur transport : la structure porale du milieu, le film de l'eau autour des grains de sol (Lenhart & Saiers, 2003), la surface de contact grain-grain (Johnson et al., 2007b ; Ma & Johnson, 2009) et l'interface air-eau pour les milieux non saturés (Sirivithayapakorn & Keller, 2003).

- **Effet du pH et de la force ionique**

Le changement des conditions chimiques du milieu, comme le changement de la force ionique et le pH, est parmi les principales raisons de détachement des particules de la matrice du sol. Nombreuses études ont montré que la dispersion et le relargage des particules est favorisé par l'augmentation du pH et la diminution de la force ionique (Ben-Moshe et al., 2010 ; Grolimund & Borkovec, 2001 ; Sen & Khilar, 2006 ; Mesticou et al., 2014). Lorsque le pH est grand, la force répulsive augmente du fait du changement de charge des surfaces minérales et organiques. En conséquence, une diminution de dépôt des particules est provoquée, (Chen et al., 2011 ; Ryan & Elimelech, 1996). Saiers & Hornberger (1996) ont démontré expérimentalement que lorsque la force ionique est petite dans l'eau interstitielle, la kaolinite peut accélérer de manière significative le transport de Césium. Yu et al. (2013) et Tufenkji & Elimelech, (2004) ont remarqué que pour un diamètre des particules donné, l'augmentation de force ionique diminue le taux de restitution et en conséquence, favorise la rétention des particules dans le milieu. Mesticou et al. (2016) ont constaté une augmentation du dépôt de particules lorsque la force ionique augmente ce qui provoque une diminution de la conductivité hydraulique favorisant le colmatage du milieu poreux. L'augmentation de la force ionique provoque une diminution de l'épaisseur de double couche et donc des forces répulsives de double couche électrique, alors la probabilité de l'attachement des particules augmente.

- **Effet de la concentration des particules**

L'effet de la concentration des particules injectées a été largement étudié dans la littérature (Alem et al., 2013 ; Lee & Koplik, 2001 ; Modaghasi et al., 2004). Alem et al. (2013) ont constaté que le taux de restitution et la rétention dans le milieu augmentent avec l'augmentation de la concentration des particules en suspension. Hosseini et Tosco (2013) ont remarqué que le colmatage du milieu poreux est contrôlé par la concentration de la suspension injectée. Au début de l'injection, lorsque la quantité des particules injectées est plus

importante, la probabilité de collision, soit par adsorption soit par déposition, entre la particule et la surface de grain est plus importante (Wei et al., 2014).

I.5. Conclusion de la partie bibliographique

Le transport transport des particules en suspension dans les milieux poreux joue un rôle important dans plusieurs domaines tels que le transfert des contaminants, l'érosion interne et le colmatage des filtres. Les mécanismes qui régissent le transport, le dépôt et la mobilisation de ces particules dans les sols sont détaillés. La revue de la littérature a permis de mettre en évidence les points suivants :

- les principales forces qui affectent la mobilisation, le transport et la capture des particules (physico-chimique, Van der Waals, gravité, inertie et hydrodynamiques).
- les effets des paramètres physiques et chimiques sur le transport et le dépôt des particules (exclusion de taille, vitesse d'écoulement, caractéristiques du milieu poreux, taille des particules injectées, propretés chimiques de la solution et la concentration de la solution injectée).

Les recherches précédentes sont dédiées principalement au transport des particules colloïdales. Les études dédiées aux particules en suspension ne sont pas très nombreuses. La présente étude ambitionne la mise en évidence de l'influence de la granulométrie du milieu, de la taille et de la polydispersivité des particules en suspension ainsi que les effets des forces hydrodynamiques sur le transport et le dépôt.

II. Matériels et Méthodes

II.1. Techniques expérimentales

Dans cette partie, nous allons présenter le protocole expérimental suivi dans le cadre de ce travail de thèse. Les différents matériaux (milieux poreux, particules en suspension) utilisées ainsi que leur caractérisation seront abordés. Selon les objectifs visés, les techniques d'injections des particules en suspension seront aussi présentées (injection continue et injection instantanée). Deux colonnes contenant les différents milieux poreux testés sont utilisées : une première colonne de 62 cm de longueur et une deuxième colonne de 32 cm de longueur. Le diamètre intérieur des colonnes est de 4,4 cm.

II.1.1. Caractérisation des matériaux utilisés

II.1.1.1. Milieux poreux

A cause de la complexité des processus intervenants dans la filtration des particules dans les milieux poreux, le choix des matériaux constituants le milieu poreux se base sur plusieurs critères afin de faciliter l'analyse des paramètres qui contrôlent les mécanismes de transport. Le matériau choisi doit être : i) facile à manipuler et représentatif du milieu naturel que l'on veut exploiter ; ii) propre (pas d'érosion de particules qui peuvent perturber le signal à la sortie du milieu poreux) ; iii) stable chimiquement (pas d'échange ionique-conditions défavorables pour le dépôt électrochimique) et iv) non déformable (pas de gonflement ou de retrait).

Le sable utilisé dans cette étude provenait de la Seine. L'analyse au microscope électronique à balayage (MEB) montre que les grains sont de forme irrégulière et angulaire avec une surface très hétérogène. Par tamisage, deux granulométries sont sélectionnées : i) un sable dont le diamètre des grains est entre 315 et 630 μm (appelé Sable Fin (S.F)) ; ii) un sable dont le diamètre des grains est entre 630 et 800 μm (appelé Sable Grossier (S.G)). Un troisième sable est constitué d'un mélange entre les deux derniers sables avec des proportions égales en masse (appelé Mélange (Mix)).

La distribution granulométrique de ces sables sélectionnés est présentée dans la Figure II-1. Les différentes caractéristiques de ces sables sont résumées dans le Tableau II-1. Le coefficient d'uniformité C_u égal à 1,13, 1,37 et 1,80 pour le Sable Fin (S.F), le Sable grossier (S.G) et le Mélange (Mix), respectivement. Après avoir tamisé une bonne quantité du sable, il faut la laver plusieurs fois avec de l'eau pure pour enlever toutes les matières organiques et les particules fines qui peuvent être attachées aux grains. Le sable est ensuite immergé dans l'acide nitrique d'une concentration de 0,01 M pendant 24h puis un rinçage plusieurs fois avec

l'eau pure est effectué. Après cela, le sable est immergé dans une solution de NaOH (concentration 0,003 mol/L) pendant 6h. Un dernier lavage intensif du sable avec l'eau pure est effectué jusqu'à ce que la conductivité électrique de l'eau de rinçage devient inférieure à 1 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Le sable est ensuite séché à l'étuve à 105 °C pendant 24h avant d'être utilisé.

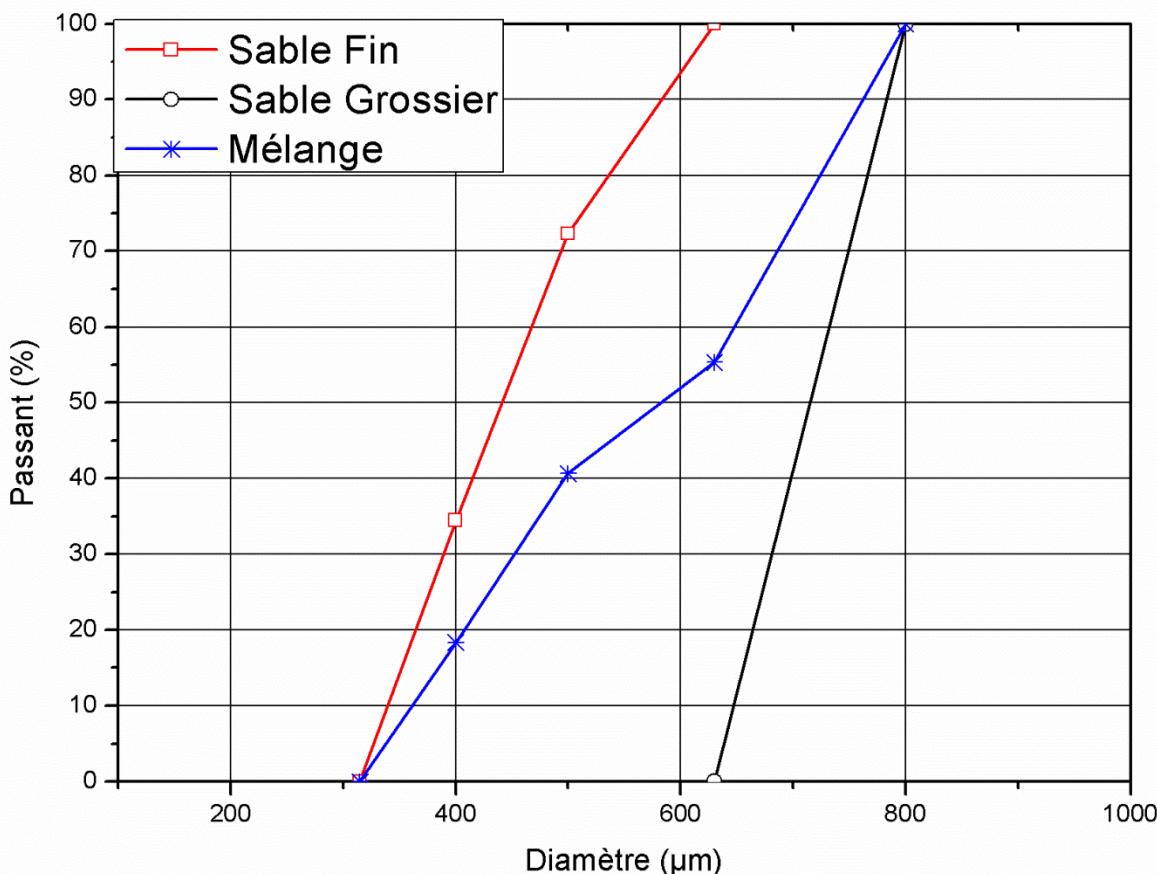


Figure II-1. Courbes granulométriques des sables Fin (S.F), Grossier (S.G) et Mélange (Mix)

➤ Porosité

La mesure de porosité locale du chaque milieu poreux propre (avant injection de particules en suspension) a été effectuée au laboratoire GeM (UMR 6183 CNRS) de l'université de Nantes (essais réalisés à l'IUT de Saint-Nazaire) en utilisant la technique de mesure par Gammadensimètre (Figure II-2). La gammadensimétrie est une méthode non destructive et efficace pour mesurer les densités (dont on déduit la porosité) à l'aide d'un rayonnement (gamma) émis par une source qui traverse diamétralement la colonne contenant le matériau, sans modifier ses propriétés. Le principe de cette méthode consiste à placer le milieu poreux entre une source radioactive ^{137}Cs émettrice des photons γ et un détecteur. La mesure est basée sur l'absorption par le matériau des rayons γ émis par la source. Cette absorption peut être décrite par la loi de Beer-Lambert comme suit :

Matériels et Méthodes

$$N = N_0 e^{-\rho \cdot \mu \cdot l} \quad (\text{II.1})$$

N_0 et N sont, respectivement, le nombre de photons incidents dans l'air et le nombre de photons ayant traversé l'éprouvette (colonne) d'épaisseur l [cm] et de masse volumique ρ [g.cm³], μ est le coefficient d'absorption massique caractéristique du matériau [m².g⁻¹].

La densité peut être calculée en connaissant μ et l :

$$\rho \mu l = -\ln\left(\frac{N}{N_0}\right) \quad (\text{II.2})$$

En calculant la densité, on peut déduire la porosité totale du milieu poreux par la relation suivante :

$$\phi_t = 1 - \frac{\rho}{\rho_s} \quad (\text{II.3})$$

ρ est la densité apparente calculée à partir des mesures réalisées au Gammadensimètre, ρ_s est la densité solide égale 2,59 g/cm³. ρ_s est le rapport de la masse d'un échantillon de sable sec au volume occupé réellement par les grains. Le volume solide du sable est déterminé en ajoutant de sable sec (dont on connaît la masse) à un volume d'eau connu (placé dans un récipient bien-gradué). L'augmentation du niveau de l'eau dans le récipient représente le volume solide du sable (volume des grains solides).

Les avantages de ce système expérimental sont les suivants :

- rapidité de mesures : son originalité réside dans sa complète automatisation qui autorise l'obtention de profils dans l'espace de densité à des temps réguliers.
- précision et crédibilité des mesures : le système expérimental a été optimisé pour la mesure de surpressions interstitielles très faibles avec une précision très exigeante de ± 3 Pa.

Le système expérimental peut effectuer des mesures automatiques d'un essai pendant une durée d'un mois.

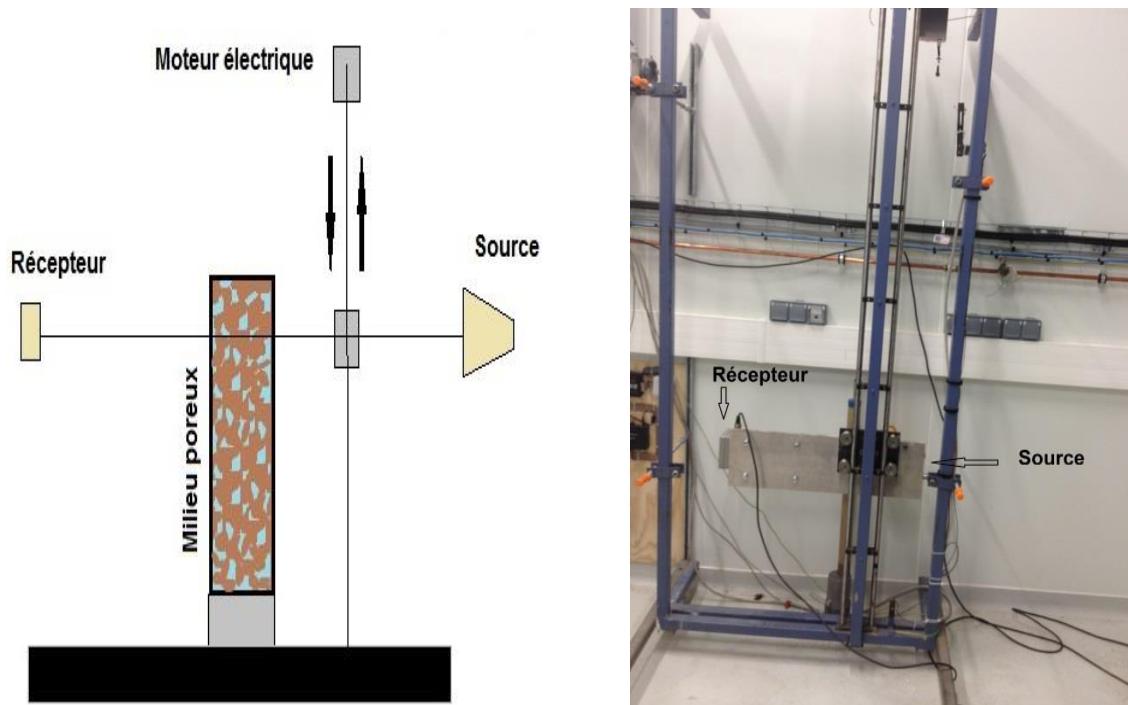


Figure II-2. Banc de mesure de la porosité des sables utilisés au gammadensimètre (Laboratoire GeM, IUT Saint-Nazaire)

Le profil de la distribution de la porosité initiale (avant injection de particules en suspension) obtenue à partir de la densité mesurée est présenté sur la figure II-3. Les mesures montrent que la distribution de la porosité est relativement homogène sauf pour les dernières couches à la sortie de la colonne où la porosité est plus importante que la moyenne. Cette variation peut être attribuée à la méthode de remplissage utilisée (Cf. II.1.3.2), car les couches à la sortie étaient les dernières à remplir et elles sont par conséquent moins denses. Par ailleurs, on peut remarquer que le profil de porosité de Sable Fin (S.F) est proche de celui du Mélange (Mix). Les valeurs moyennes des sables utilisés sont résumées dans le Tableau II.1.

La porosité du milieu n'a pas été mesurée après l'injection car la quantité des particules injectées étant assez faible (3Vp), le dépôt des particules n'affecte pas les propriétés physiques des pores.

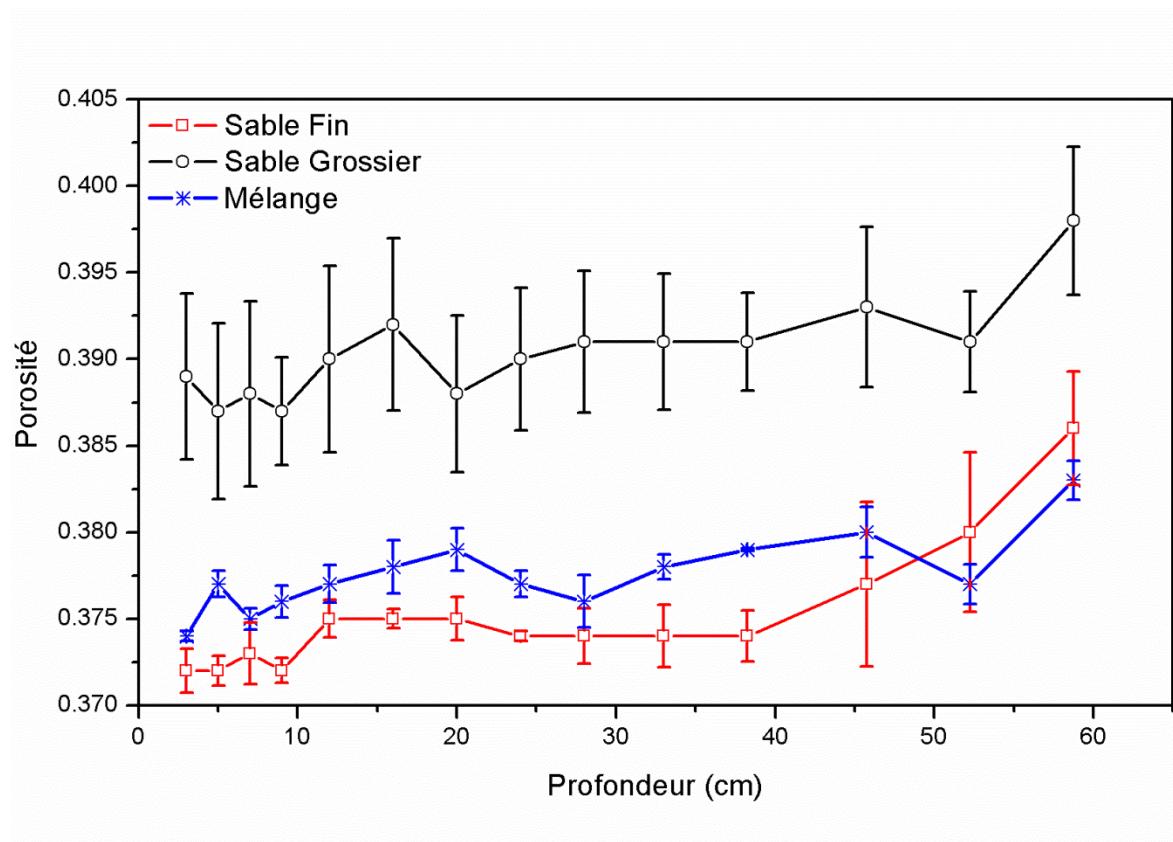


Figure II-3. Profil de la porosité totale des trois milieux poreux (propre) utilisés : Fin (S.F), Grossier (S.G) et Mélange (Mix)

➤ Potentiel zêta

Le potentiel zêta décrit la charge électrique sur la surface d'un grain formée par les ions qui l'entourent. La mesure du potentiel zêta des milieux poreux (Cf. Tableau II.1) est réalisée au laboratoire avec le zétamètre ZetaCad (CAD instruments, France). Cet appareil est équipé d'une cellule cylindrique de 2 cm de diamètre intérieur et 10 cm de longueur et des électrodes Ag-AgCl. Le milieu poreux est rempli dans la cellule cylindrique en condition saturée en utilisant la même solution que celle utilisée dans les expérimentations de traçage. ZetaCad permet de mesurer automatiquement le potentiel zêta et le coefficient électrocinétique par la technique du potentiel d'écoulement. Cette méthode est valable pour une taille des particules supérieure à 70 μm . Les valeurs de potentiel zêta sont calculées à partir de la relation de Smoluchowski (Delgado et al., 2007).

➤ La conductivité hydraulique

Le calcul de la conductivité hydraulique des trois milieux poreux utilisés dans le cadre de cette thèse est basé sur la loi de Darcy (Cf. § I.2.1). Pour un débit d'écoulement donné, on mesure la variation de gradient hydraulique à travers le milieu poreux (suivi de la variation de

Matériels et Méthodes

pression avec des capteurs de pression (Measurement Specialities (France))). La distribution de la conductivité hydraulique pour les trois milieux poreux est présentée dans la Figure II-4. Les résultats montrent que la distribution spatiale de la conductivité hydraulique est relativement uniforme le long des milieux poreux testés. Les valeurs moyennes de la conductivité hydraulique des trois milieux sont regroupées dans le Tableau II.1. Les valeurs moyennes de la porosité de chaque sable sont vérifiées par des mesures avec un pycnomètre à air suivant la norme ASTM D5550-6.

	Cu	Diamètre (μm)	d_{50} (μm)	Porosité moyenne	Conductivité hydraulique moyenne (m/s)	Potentiel zéta (mV)
Sable Fin (S.F)	1,37	315-630	440	0,375($\pm 0,004$)	$1,05 \ 10^{-3}(\pm 2,1 \ 10^{-4})$	-36,44($\pm 1,2$)
Sable Grossier (S.G)	1,13	630-800	715	0,393($\pm 0,005$)	$3,06 \ 10^{-3}(\pm 3,4 \ 10^{-4})$	-25,31($\pm 2,6$)
Mélange (Mix)	1,8	315-800	570	0,378 ($\pm 0,004$)	$1,67 \ 10^{-3} (\pm 1,2 \ 10^{-4})$	-29,8($\pm 1,6$)

Tableau II-1. Propriétés des milieux poreux utilisés

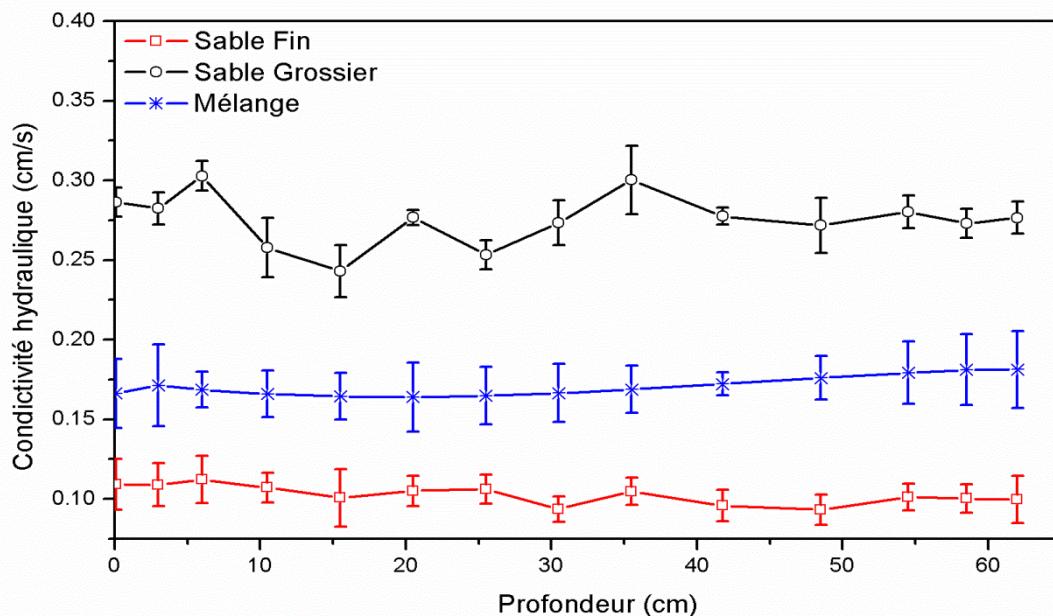


Figure II-4. Profil de la conductivité hydraulique pour les trois milieux poreux testés : Fin (S.F), Grossier (S.G) et Mélange (Mix)

II.1.1.2. Particules en suspension (PES)

Selon les objectifs visés, deux types de particules en suspension sont étudiés. Des particules naturelles (Kaolinite P300) polydisperses et des particules artificielles (Latex) monodisperses.

✓ Kaolinite P300

Pour étudier les effets du milieu poreux et de la vitesse d'écoulement sur le transfert des particules en suspension, des particules de kaolinite P300 sélectionnées entre 2 et 30 μm ont été utilisées. La kaolinite P300 est une argile non gonflante et aussi connue pour ses qualités non dispersives (Tarog, 2000). L'analyse microscopique de cette argile montre qu'elle contient 95% de kaolinite, des traces d'illite et des impuretés (Hattab & Fleureau, 2011). La distribution granulométrique est donnée sur la Figure II-5 avec un diamètre médian $d_{50} = 10 \mu\text{m}$. Le potentiel zêta des particules de kaolinite a été mesuré en utilisant ZetaCompact (CAD instruments, France) qui est un zétamètre basé sur la micro-électrophorèse. L'observation des particules en mouvement se fait sur un plan vertical en utilisant un appareil photo numérique de haute résolution. La valeur du potentiel zêta des particules pour les conditions physico-chimiques désirées ($\text{pH} = 6.7$ et une force ionique $I = 0,1\text{mM NaCl}$) est de $-35.6 (\pm 1,4) \text{ mV}$.

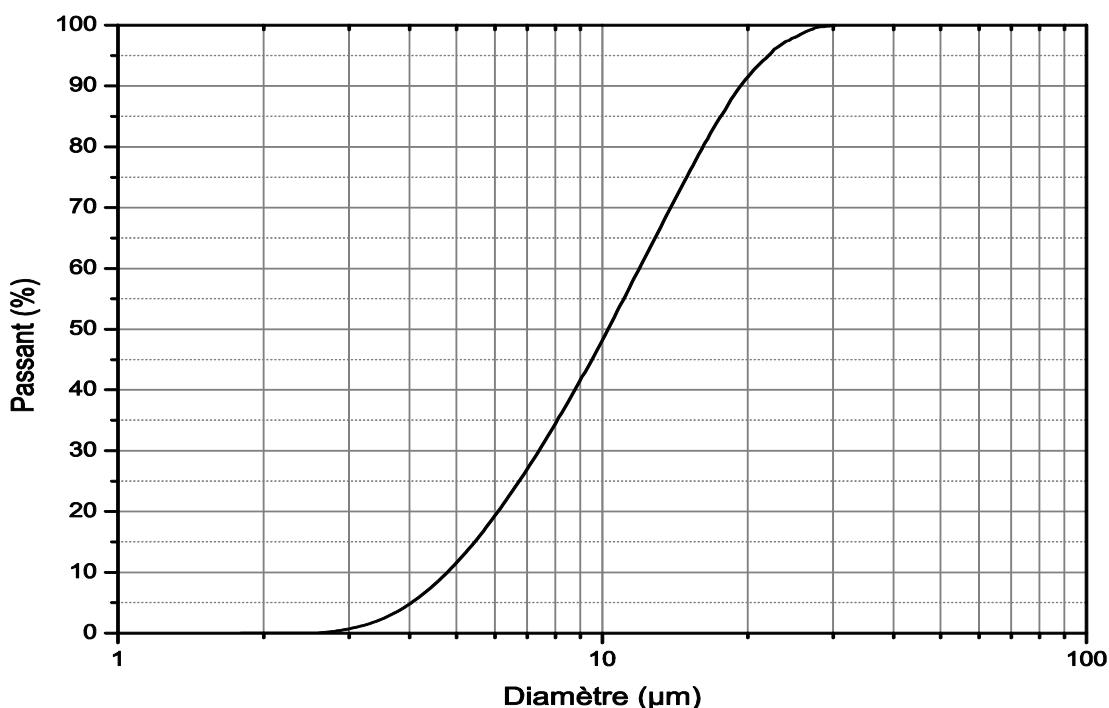


Figure II-5. Courbe granulométrique des particules de kaolinite P300 sélectionnées

✓ **Latex**

Les particules de latex sont des particules synthétiques en latex polystyrène et possèdent des groupes fonctionnels d'acide carboxylique en surface. De ce fait, elles ont une charge de surface qui dépend du pH et qui est négative dans nos conditions d'utilisation (à pH= 6,7±0,2). Les particules de Latex sont de forme sphérique et monodisperse. Les particules de Latex utilisées au cours de toutes les expériences ont été fournies par la société Invitrogen (ThermoFisher SCIENTIFIC). La taille de ces particules a été indiquée par le fabricant. La densité de ces particules est très proche de celle de l'eau (1,05 gr/cm³), ce qui permet de négliger l'effet de la gravité devant l'effet de blocage mécanique (straining). Trois populations monodisperses de particules de latex ont été utilisées : 3, 10 et 16 µm. Les suspensions de latex sont fournies en flacons plastiques dans à une concentration de 4% (4 g de latex pour 100 ml de solution). La densité d'une suspension de latex (indiquée par le fabricant) est de 1,05 g.ml⁻¹. Toutes les suspensions de latex ont été préparées avec de l'eau pure à une concentration de 6000 mg.L⁻¹. Le nombre de particules dans un volume de 1mL correspondant à cette concentration est 4,04x10⁺⁸, 1,09x10⁺⁷ et 2,66x10⁺⁶, respectivement pour les particules de 3, 10 et 16 µm.

Afin d'étudier l'effet de la polydispersivité de la taille des particules, trois mélanges avec une proportion égale en volume de chaque composant sont utilisés : i) un mélange composé de 3, 10 et 16 µm (appelé M₁(3+10+16)) ; ii) un mélange composé de 3 et 10 µm (appelé M₂(3+10)) ; iii) un troisième mélange composé de 3 et 16 µm (appelé M₃(3+16)).

Le potentiel zêta moyen de ces particules (en monodisperse et en mélange) a été déterminé par le ZetaCompact (CAD instruments, France) et une valeur moyenne de -55 (±5,6) mV est obtenue.

II.1.1.3. Traceur dissous (TD)

La caractérisation du transport des particules en suspension a été faite relativement à celui d'un traceur dissous (TD), la « Fluorescéine ». La Fluorescéine (uranine) est le traceur fluorescent le plus utilisé et le plus adéquat, en raison de sa très grande sensibilité de détection et de sa faible tendance à l'adsorption (elle ne subit aucune interaction avec les matériaux inorganiques (Kass, 1997)). La Fluorescéine est ainsi considérée comme un traceur conservatif.

II.1.2. Dispositifs expérimentaux

L'étude du transport et de la cinétique de dépôt des particules solides en laboratoire se fait généralement sur des colonnes de petites dimensions. (Rodier et Dodds, 1995 ; Harmand et al., 1996 ; Kretzschmar et al., 1997). Les colonnes testées dans le cadre de cette thèse sont positionnées horizontalement pour simuler une nappe captive et pour éviter un tassemement inégal le long de la colonne pendant les essais de traçage (surtout dans le cas des traçages réalisés dans la colonne de 62 cm de longueur).

Comme présenté précédemment, deux techniques d'injections sont utilisées dans cette étude : Injection en continue et injection instantanée.

✓ Injection en continue

La Figure II-6 montre le dispositif expérimental adopté pour les essais d'injection en continue.

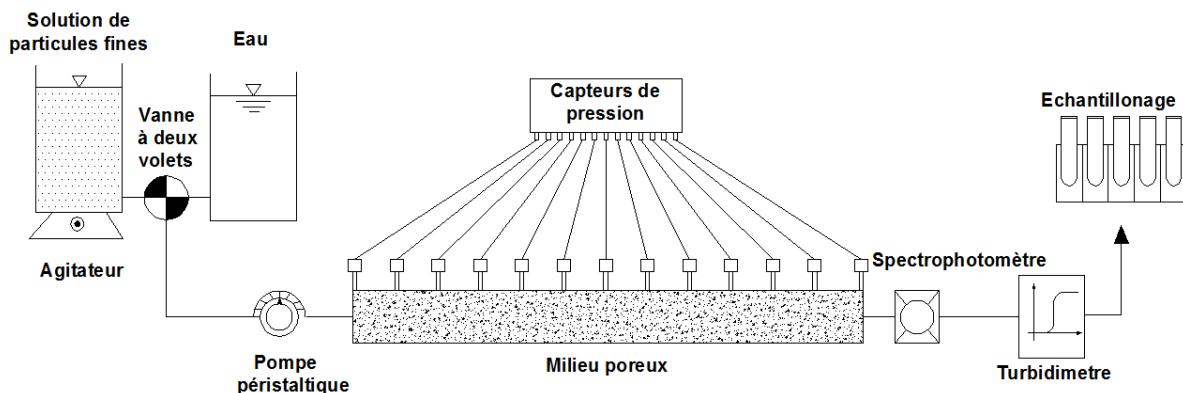


Figure II-6. Schéma de principe du dispositif expérimental de filtration en injection en continu

Le dispositif expérimental utilisé pour l'injection en continu est composé d'une colonne en plexiglas avec un diamètre intérieur de 4,4 cm et une longueur de 62 cm. La colonne est équipée de 13 capteurs de pression (Measurement Specialities (France)), ce qui permet de suivre l'évolution de la pression dans le milieu poreux au cours des essais de traçage. Des grilles avec des mailles de 200 μm sont installées à l'entrée et à la sortie du milieu pour empêcher l'érosion des grains du milieu poreux. La colonne est alimentée par deux réservoirs ; un rempli d'eau pure ($\text{pH} = 6,7 \pm 0,2$) et l'autre contient la suspension de particules en agitation permanente. Ces réservoirs sont placés en amont et reliés par une vanne à deux voies l'une permettant le passage de l'eau et l'autre de la suspension de particules. Une

pompe péristaltique (Cole-Parmer Masterflex), équipée d'un débitmètre intégré, assure un débit constant pendant chaque essai d'injection. Le système de détection des particules en suspension à la sortie de la colonne est composé d'un turbidimètre (Kobold Instruments) qui permet, après un étalonnage préalable, de mesurer en continue la concentration des particules en suspension dans l'effluent. La restitution du traceur dissous est enregistrée par un spectrophotomètre (AstraSagitta UV/VIS). Au cours des expériences, des prélèvements d'échantillons de particules en suspension à la sortie de la colonne (dans les effluents) sont réalisés à des temps réguliers (Cf. § II.1.5 ci-dessous). Cet échantillonnage a été effectué pour contrôler l'évolution de la distribution granulométrique de particules restituées dans le temps par rapport à la distribution granulométrique des particules initialement injectées. L'analyse granulométrique est réalisée avec un compteur de particules Coulter Multisizer (Coulter Electronics).

✓ Injection instantanée

Le dispositif expérimental utilisé pour réaliser les injections instantanées des particules de Latex est présenté sur la Figure II-7. Le milieu poreux (Sable Grossier) est placé dans une colonne en plexiglas de 32 cm de longueur et 4,4 cm de diamètre intérieur. La colonne est alimentée par un réservoir rempli d'eau ($\text{pH} = 6,7 \pm 0,2$; 0,1 mM NaCl (des conditions d'attachement défavorables)). Un débit constant est imposé pour chaque essai d'injection en utilisant une pompe péristaltique MasterFlex (Cole-Parmer Instrument). Les injections instantanées sont réalisées à l'aide d'une seringue à l'entrée immédiate du milieu poreux. La colonne est équipée de quatre capteurs de pression (Measurement Specialities (France)). La restitution du traceur dissous et des particules de Latex a été mesurée par un spectrophotomètre préalablement étalonné (AstraSagitta UV/VIS) placé à la sortie immédiate du milieu poreux (longueur d'onde d'absorbance du traceur dissous et des particules de Latex égale 490 nm).

Afin d'étudier l'influence de la polydispersivité des particules injectées, des traçages avec des mélanges des différentes populations monodisperses ont été réalisés. Un collecteur a été placé à la sortie du spectrophotomètre pour récupérer les effluents durant toute la durée de l'essai d'injection.

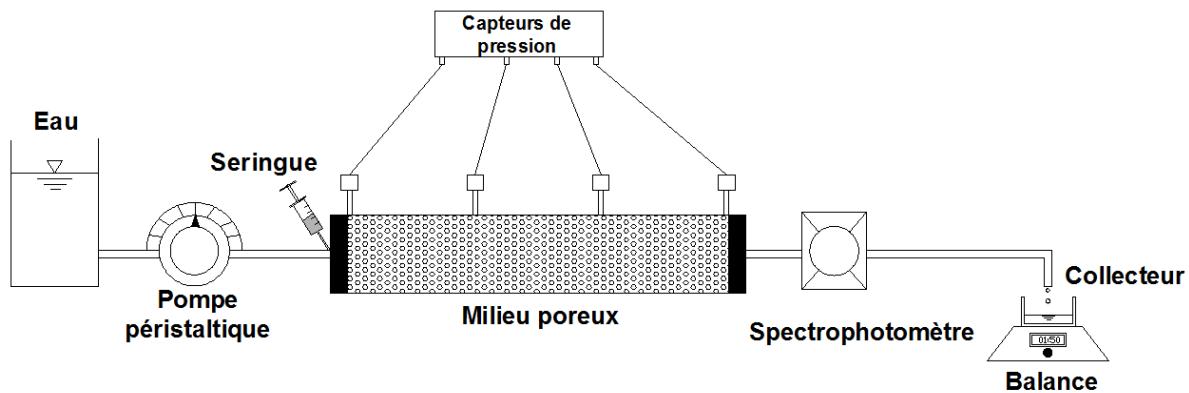


Figure II-7. Schéma du dispositif expérimental de l'injection instantanée

II.1.3. Procédures d'essais d'injection

II.1.3.1. Etalonnage du turbidimètre et du spectrophotomètre

La turbidité est un indicateur de la transparence de l'eau. La turbidité traduit la présence de particules en suspension dans l'eau et son unité est *NTU* (Unité de Turbidité Néphéломétrique). La valeur de la turbidité fournie par le turbidimètre dépend de la forme, de la taille, de la composition et de la quantité des particules solides transportées. Toutefois, ce n'est pas une mesure directe (nombre, masse...) de ces particules mais une mesure globale de leur influence sur la lumière. Le calcul de la concentration à partir des mesures de turbidité se fait à l'aide d'une courbe d'etalonnage établie par mesure de la turbidité à différentes concentrations en particules en suspension. L'etalonnage du turbidimètre consiste à établir la relation liant la turbidité (*NTU*) donnée à la concentration massique *C* (*g/L*).

Dans le cadre de cette thèse, un turbidimètre de marque Kobold Instruments a été utilisé pour mesurer la concentration de particules de kaolinite P300 à la sortie des différents milieux poreux étudiés. L'etalonnage du turbidimètre ($C[g/L] = f(NTU)$) est réalisé pour au moins cinq concentrations de la solution particulaire. Ces mesures ont permis de noter la variation de la turbidité d'une suspension à des concentrations fixées de la solution. Les résultats montrent que la turbidité est proportionnelle à la concentration massique des particules solides. Le coefficient de proportionnalité (coefficient d'etalonnage) est déterminé pour les particules de kaolinite P300 injectées.

La même procédure, que pour le turbidimètre, a été appliquée pour le spectrophotomètre pour trouver le coefficient d'etalonnage pour le traceur dissous et les particules de Latex. Le spectrophotomètre (AstraSagitta UV/VIS) fournie par AstraNet systems, mesure l'absorbance

d'une solution dans une plage de longueur d'onde donnée. Cette absorbance est proportionnelle à la concentration des molécules/particules en solution. Le domaine du visible des particules de latex et du traceur dissous est entre 470 et 510 nm. La longueur d'onde d'absorbance du traceur dissous et des particules de Latex est égale 490 nm.

II.1.3.2. Remplissage de la colonne et régime d'écoulement

La colonne a été placé verticalement et remplie en condition humide en maintenant le niveau d'eau quelques centimètres au-dessus de la surface du sol pour chasser toutes les bulles d'air. Au cours du remplissage, la colonne est légèrement vibrée tous les 5 cm pour avoir une bonne compaction. Le milieu poreux est ensuite saturé et la vérification de l'homogénéité est effectuée par mesure des perméabilités locales entre les différents piézomètres. La colonne, placée horizontalement, est alors alimentée à débit constant à partir d'un réservoir d'eau déminéralisée placé en amont. Les mesures des différentes pressions le long de la colonne permettent de contrôler l'homogénéité du milieu poreux (Figure II-8). Pour tous les milieux, la relation entre la pression et la distance dans la direction de l'écoulement pour les différentes vitesses testées est linéaire. Les résultats obtenus dans les deux colonnes testées (62 et 32 cm de longueur) montrent que le gradient hydraulique est constant le long des milieux poreux étudiés et confirment leurs homogénéités.

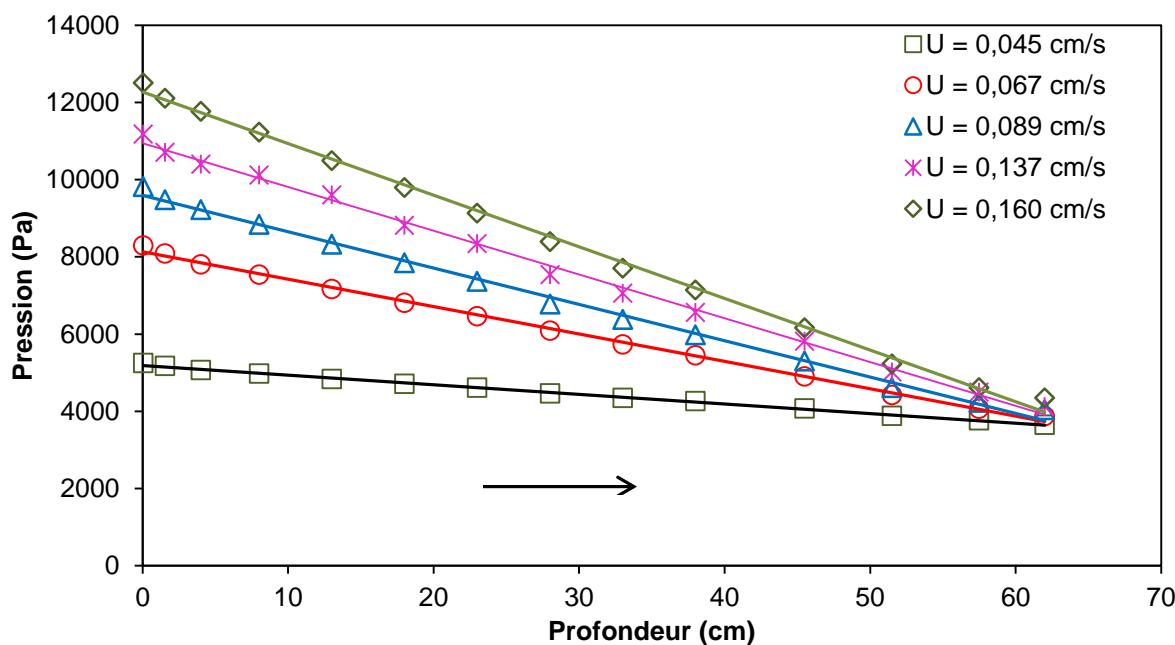


Figure II-8. Pression en fonction de la profondeur pour les différentes vitesses testées dans la colonne de 62 cm remplie avec le milieu Mélange (Mix).

Le régime d'écoulement est caractérisé par le nombre de Reynolds (Cf.I.2.3.1). Les gammes des vitesses utilisées dans le cadre de cette étude (en injection continue ou en injection

instantanée) sont comprises entre 0,045 et 0,200 cm/s. La valeur de nombre de Reynolds pour tous les milieux testés varie entre 0,129 et 1,140. Ces valeurs restent largement inférieures à 10 (de Marsily, 1986) ; l'écoulement se fait alors sous un régime laminaire et la loi de Darcy reste applicable.

II.1.4. Injection et caractérisation de traçage

Une fois le dispositif expérimental mis en place, on a été amené à faire quelques tests préliminaires pour optimiser les mesures et réduire les sources d'erreurs. La procédure consiste à réduire au maximum la longueur des tubes à la sortie de la colonne de façon à réduire la distance colonne - appareils de mesure. Le volume de tube de sortie reste faible par rapport au volume de pores du milieu poreux testé.

Injection en continu : au début de chaque essai, la colonne est alimentée préalablement par le réservoir d'eau. Après saturation et établissement du régime d'écoulement permanent, l'injection commence en basculant, avec la vanne à deux voies, de l'alimentation par le réservoir d'eau à l'alimentation par le réservoir de particules en suspension. Le volume de suspension injecté à chaque essai V_{inj} est égal 3 fois le volume de pores (V_p) du milieu avec une concentration initiale de $C_0=0,5$ g/L. La quantité des particules en suspension injectée est suffisamment faible pour que le dépôt des particules ne modifie pratiquement pas les propriétés hydrauliques des milieux poreux testés et le relargage des particules préalablement déposées est négligeable.

Injection instantanée : la quantité injectée doit être très faible et la vitesse d'injection de la solution particulaire ne doit pas perturber l'écoulement à l'entrée de la colonne. Kretzchmar et al. (1997) ont rapporté que pour les injections instantanées le rapport du volume injecté V_{inj} au volume de pores V_p du milieu poreux doit être inférieur ou égal à 3%. Pour les investigations réalisées dans la colonne de 32 cm de longueur, le volume injecté V_{inj} est égal à 1 ml, très faible ($V_{inj}/V_p = 1\%$) devant le volume de pores V_p ($V_{inj} \ll V_p$) du milieu poreux (Sable Grossier). La concentration initiale des particules de Latex injectées est $C_0 = 6$ g/L.

II.1.5. Suivi granulométrique des particules restituées et déposées

Des analyses de la taille des particules restituées (injection en continue et instantanée) et des particules déposées (injection en continue) ont été réalisées afin de rendre compte des distributions de taille des particules dans le temps (vitesses de transferts et exclusion de taille) et dans l'espace (sélection granulaire suite aux blocages mécaniques par exemple). L'influence et la possible interaction des différentes tailles de particules constituant les

Matériels et Méthodes

populations Mélange sur le transfert dans les milieux poreux ont été examinées dans l'étude en injection instantanée.

Les analyses granulométriques des particules restituées à la sortie et des particules déposées à différentes profondeurs dans les milieux poreux sont réalisées avec le compteur de particules Coulter Mutisizer II (Coulter Electronics).

Injection continue : pour suivre l'évolution de taille de particules restituées dans le temps, cinq échantillons sont prélevés dans l'effluent à des intervalles de temps réguliers. Les temps d'échantillonnage T1, T2, T3, T4 et T5 (Fig. II-9) correspondent au nombre de volume de pores (NVp) injectés compris entre '0,94 et 1,06 Vp ', '1,44 et 1,56 Vp ', '1,94 et 2,06 Vp ', '2,44 et 2,56 Vp ' et '2,88 et 3 Vp ', respectivement.

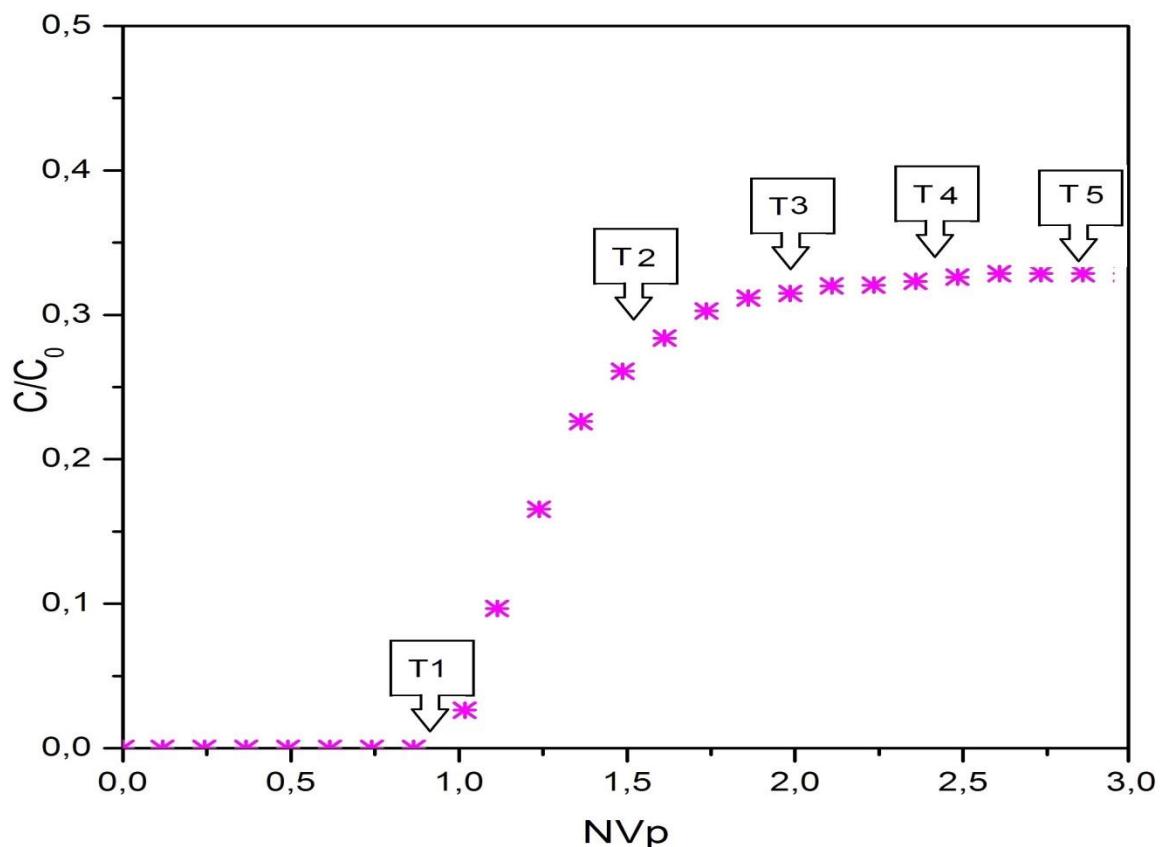


Figure II-9. Suivi granulométrique au cours de la restitution des particules en suspension à la sortie de la colonne : temps de prélèvement relatifs pour chaque essai d'injection

Après chaque essai et afin de localiser la répartition des particules retenues dans le milieu poreux, l'échantillon contenu dans la colonne est découpé en 15 tranches d'épaisseurs (depuis l'entrée de la colonne) : 5×2 cm, 5×4 cm, 1×6 cm et 4×6.5 cm (Cf. Fig. II-10). La masse de particules déposée dans chaque tranche est déterminée comme suit : (i) le matériau de

chaque tranche (sable+particules+eau) est séché puis pesé (sable+particules déposées). Il est ensuite lavé dans un tamis qui laisse passer seulement les particules et non les grains du milieu poreux. On récupère le sable lavé et l'eau de lavage. Le sable lavé est séché puis pesé. La différence de masse entre le matériau sec avant lavage et le matériau sec après lavage nous donne la masse de particules déposées dans la tranche. Un bilan global de masse est effectué pour chaque essai. L'erreur maximale sur les mesures est de l'ordre de 5 %.

Massé de particules injectée = massé de particules déposée + massé de particules restituée

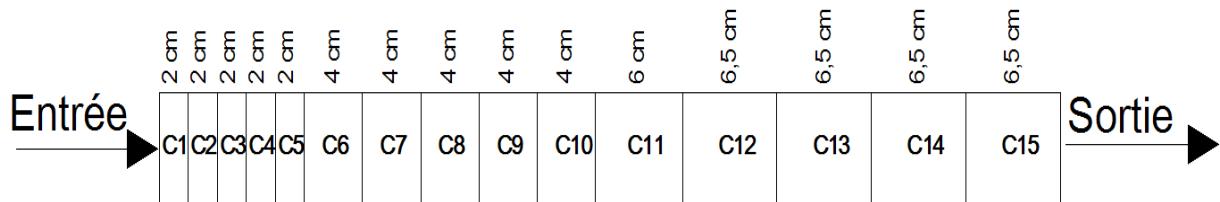


Figure II-10. Représentation schématique de la répartition du milieu poreux dans la colonne en 15 tranches

Injection instantanée : pour les essais avec les particules de Latex et particulièrement la population Mélange $M_1(3+10+16)$, une collecte totale (pendant les $5Vp$ injectés) des particules restituées a été réalisée à différentes vitesses d'écoulement testées. Les échantillons récupérés sont alors analysés au compteur de particules. Cette analyse a permis de déterminer le taux de restitution des différentes tailles constituant la population Mélange.

II.1.6. Importance relative des forces agissant sur les particules

Les particules en suspension sont soumises à plusieurs forces au cours de leur transfert dans le milieu poreux : les forces de gravité (F_G), les différentes forces électriques (attraction ou répulsion) et les forces hydrodynamiques (F_H). Dans ce qui suit, on présentera l'importance relative des forces de gravité et des forces d'interaction par rapport à la force hydrodynamique sur les particules en suspension au cours de leur transport. Les expressions de ces forces sont données dans le paragraphe I.3.2 de la partie bibliographique. Ce calcul ne prend pas en compte la direction de ces différentes forces et ne peut être pris que comme une estimation d'ordres de grandeur.

En fait, la distance entre les particules en suspension et la surface du grain du milieu poreux (δ) n'est pas connue. Compte tenu des valeurs numériques du Tableaux II-2, on réalise notre calcul pour une distance variant de 0,02 à 1000 nm.

Afin de rendre compte des effets de ces forces sur toutes les tailles de particules de la kaolinite qui varient entre 2 et 30 μm , nous avons choisi de faire les calculs pour quelques diamètres représentatifs de cette distribution. Les diamètres choisis sont : 2, 10 et 19,5 μm .

Matériels et Méthodes

Pour les particules de Latex, le calcul a été fait pour tous les diamètres des populations monodisperses testés : 3, 10 et 16 μm .

Tableau II-2. Valeurs des grandeurs utilisées pour le calcul des forces d'interaction suivant le modèle non-DLVO, des forces de gravité et des forces hydrodynamiques

constante de Hamaker (J)	$H = 10^{-20}$
accélération gravitationnelle (m/s^2)	$g = 9,81$
viscosité dynamique du fluide (kg/m.s)	$\mu = 1,005 \times 10^{-3}$
masse volumique des particules de kaolinite (kg/m^3)	$\rho_p = 2650$
masse volumique des particules de latex (kg/m^3)	$\rho_p = 1050$
masse volumique de l'eau (kg/m^3)	$\rho_f = 1000$
permittivité du vide ($\text{s}^4 \cdot \text{A}^2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{kg}^{-1}$)	$\epsilon_0 = 8,85418782 \times 10^{-12}$
permittivité relative du milieu poreux	$\epsilon_r = 78,4$
force ionique NaCl (mM)	0,1
pH (-)	$6,7 \pm 0,2$
diamètre de collision (m)	$\sigma_c = 3 \times 10^{-10}$

La Figure II-11 montre le profil non-DLVO de trois différentes tailles de particules de kaolinite (Fig. II-11a) et des trois tailles de particules de Latex étudiées (Fig. II-11b) dans le Sable Grossier (S.G). L'énergie potentielle d'interaction totale a été normalisée en la divisant par l'énergie $K_b T$. La partie positive est associée aux interactions répulsives tandis que la partie négative correspond aux interactions attractives. Ces profils sont fonction de la taille des particules et présentent un premier minimum Φ_{min1} pour des faibles distances de séparation, dont la profondeur varie. Plus la taille de la particule est grande plus la profondeur du premier minimum est importante (Cf. les zooms en bas à droite de la Figure II-11). On observe aussi la diminution de la hauteur de la barrière d'énergie Φ_{max} avec la diminution de la taille des particules. Comme pour le premier minimum, la profondeur de Φ_{min2} augmente avec la taille des particules (Figure II-11 en haut à droite).

Le tableau II-3 permet d'apprécier de façon quantitative, l'évolution des amplitudes de Φ_{min1} , Φ_{min2} et de Φ_{max} pour les diamètres sélectionnés (2, 10 et 19.5 μm pour la kaolinite ; 3, 10 et 16 μm pour les particules de Latex).

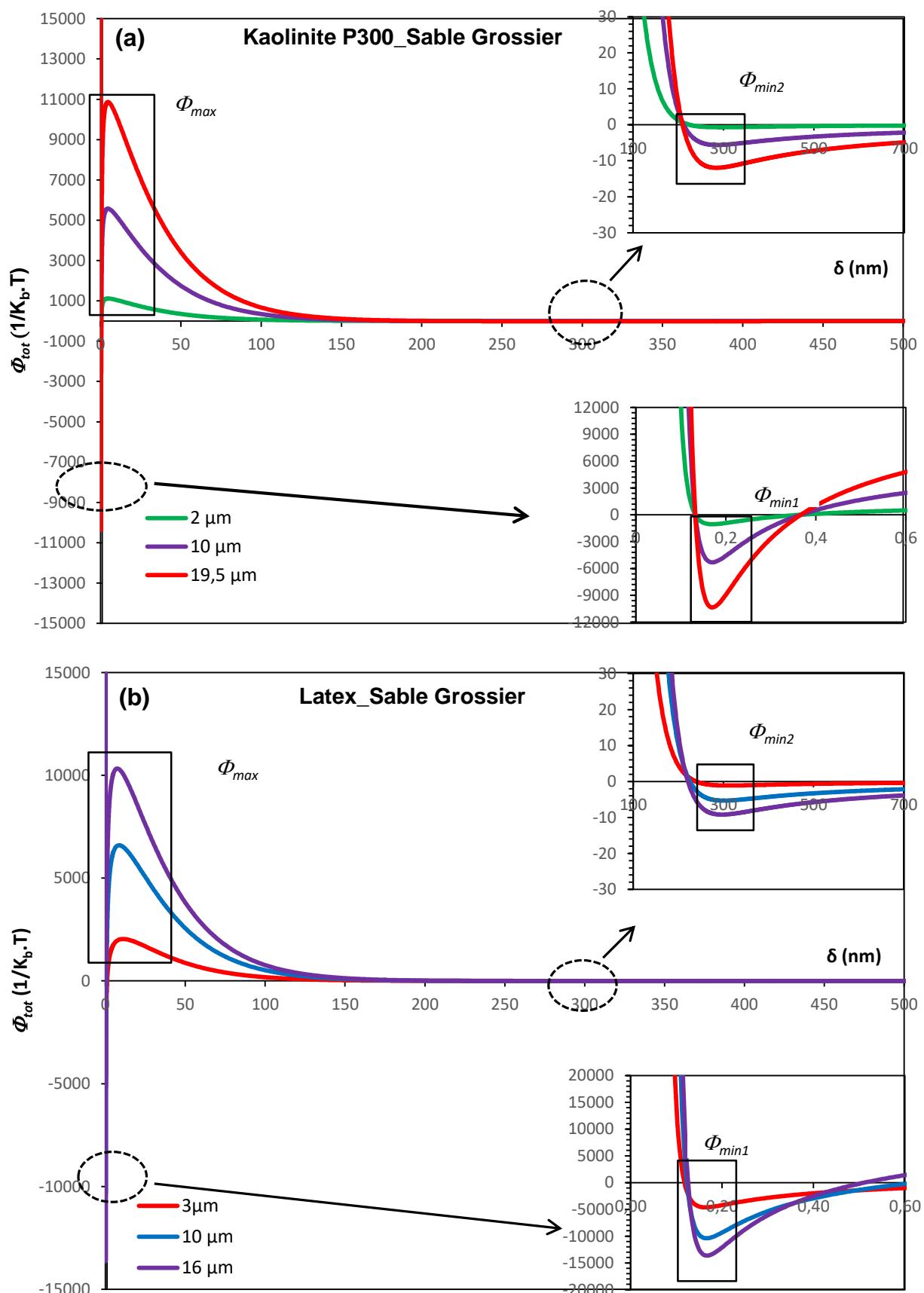


Figure II-11. Profil non-DLVO en fonction de la taille des particules dans le Sable Grossier (S.G) : (a) particules de kaolinite, (b) particules de Latex

Tableau II-3. Valeurs du premier et deuxième minimum et de la barrière d'énergie en fonction de la taille des particules dans le sable grossier

Particule	d_p (μm)	Φ_{min1} (1/K _b .T)	Φ_{max} (1/K _b .T)	Φ_{min2} (1/K _b .T)
Kaolinite	2	-1001,200	960,143	-3,877
	10	-5020,940	4790,410	-23,692
	19,5	-9794,931	9338,303	-47,753
Latex	3	-4615,555	2040,278	-1,118
	10	-10387,648	6599,256	-5,316
	16	-13632,375	10332,316	-9,204

Dans le tableau II-4 sont présentés les rapports des forces de gravité (F_G) et des forces d'interaction (F_{A1} , F_B et F_{A2}) par rapport à la force hydrodynamique (F_H) pour deux vitesses d'écoulement (minimale et maximale) pour trois différentes tailles de particules de kaolinite (2, 10, 19,5 μm) et toutes les particules de Latex (3, 10, 16 μm) dans le Sable Grossier (S.G.). Les calculs montrent que la force de gravité (F_G) est négligeable devant la force hydrodynamique (F_H) quel que soit la nature et la taille de la particule en suspension. Les forces d'adhésion calculées au deuxième minimum (F_{A2}) sont aussi négligeables devant F_H . La force de répulsion (F_B) et la force d'adhésion au minimum (F_{A1}) sont supérieurs aux forces hydrodynamiques. Ces résultats indiquent que, quels que soient la taille et la nature des particules explorées dans le cadre de cette étude, les forces hydrodynamiques F_H sont insuffisantes pour franchir la barrière énergétique (ϕ_{max}) pour fixer les particules dans le premier minimum.

Il est à rappeler que si les tendances dégagées ici sont probablement vraies, les valeurs de ces forces sont imprécises. Cette imprécision trouve son origine dans les relations utilisées dans le calcul de différentes forces et les valeurs des paramètres tels que la constante de Hamaker, la non prise en compte de la rugosité (Sefrioui et al., 2013) et de la forme des particules et les valeurs du potentiel zéta (hétérogénéité du potentiel des grains constituant les milieux poreux).

Suite aux résultats présentés ci-dessus, on peut dire que le mécanisme de rétention le plus prépondérant dans cette étude est le blocage mécanique.

Tableau II-4. Importance relative de la force de gravité (F_G), et des forces d'interaction (F_{A1} , F_{A2} , F_B) par rapport à la force hydrodynamique (F_H) dans le sable grossier (S.G)

Particule	d_p (μm)	U (cm/s)	F_G/F_H	F_{A1}/F_H	F_{A2}/F_H	F_B/F_H
Kaolinite	2	0,045	0,002	636	0,0002	25
		0,16	0,001	179	0,0001	7
	10	0,045	0,046	638	0,0004	25
		0,16	0,013	179	0,0001	7
	19,5	0,045	0,175	638	0,0004	25
		0,16	0,049	179	0,0001	7
Latex	3	0,035	0,00016	2487	0,0003	16
		0,2	0,00003	435	0,0001	3
	10	0,035	0,00179	1654	0,0005	20
		0,2	0,00031	289	0,0001	4
	16	0,035	0,00458	1336	0,0005	23
		0,2	0,0008	234	0,0001	4

II.2. Détermination des paramètres hydrodispersifs

Les méthodes que nous allons présenter sont basées sur les solutions analytiques de l'équation de convection dispersion en écoulement monodimensionnel. Ces méthodes sont basées sur les expressions adimensionnelles des solutions explicites par traitement analytique des données expérimentales. Toutes ces méthodes proposent un outil d'utilisation aisée pour l'interprétation rapide de traçages réalisés en mode convection dispersion (tracage en colonne de laboratoire) avec un terme traduisant le dépôt des particules en suspension.

II.2.1. Injection en continue

Lorsque la quantité de particules en suspension injectée est suffisamment faible (volume injecté inférieur ou égal à $3V_p$), le dépôt ne modifie pas les propriétés du milieu et le relargage peut être aussi négligé. Le transport des particules solides dans un milieu poreux homogène avec un écoulement monodimensionnel uniforme est décrit par l'équation II.4 (Kretzschmar et al., 1997 ; Grolimund et al., 1998) :

$$D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U_p \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} + K_{dep} \cdot C \quad (\text{II.4})$$

où C est la concentration des particules dans la phase liquide mobile [M/L^3], D_L est le coefficient de dispersion [L^2/T], U_p est la vitesse moyenne des particules [L/T], K_{dep} le coefficient cinétique de dépôt [T^{-1}], x la variable d'espace [L] et t la variable du temps [T].

Dans le cas d'une injection en continue dans un milieu semi-infini les conditions initiales et aux limites sont décrites comme suite :

$$\begin{cases} C(t=0, x) = 0 \\ C(t, x=0) = C_0 \\ C(t, x \rightarrow \infty) = 0 \end{cases} \quad (\text{II.5})$$

C_0 étant la concentration initiale.

La solution analytique des équations (II.4) associée aux conditions initiales et aux limites (II.5), s'écrit (Wang et al., 2000 ; Van Genuchten 1981) :

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \left\{ \exp\left(\frac{U_p \cdot x(1-\varphi)}{2.D_L}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{x - U_p \cdot \varphi \cdot t}{\sqrt{4.D_L \cdot t}}\right) + \exp\left(-\frac{U_p \cdot x(1+\varphi)}{2.D_L}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{x + U_p \cdot \varphi \cdot t}{\sqrt{4.D_L \cdot t}}\right) \right\} \quad (\text{II.6})$$

où $\varphi = \sqrt{1 + \frac{4 \cdot K_{dep} \cdot D_L}{U_p^2}}$ et erfc est la fonction d'erreur complémentaire.

En introduisant le nombre de Péclet $P_e = \frac{U_p \cdot x}{D_L}$, le temps de transfert par convection pure

$t_c = \frac{x}{U_p}$ et φ dans l'équation (II.6), on obtient l'équation (II.7) :

$$C(t) = \frac{C_0}{2} \left\{ \exp\left(\frac{P_e}{2}(1-\varphi)\right) \operatorname{erfc}\left(\sqrt{\frac{P_e}{4t_c}} \frac{(t_c - \varphi \cdot t)}{\sqrt{t}}\right) + \exp\left(\frac{P_e}{2}(1+\varphi)\right) \operatorname{erfc}\left(\sqrt{\frac{P_e}{4t_c}} \frac{(t_c + \varphi \cdot t)}{\sqrt{t}}\right) \right\} \quad (\text{II.7})$$

Quand le nombre de Péclet est important (≥ 10), le second terme de l'équation (II.7) devient négligeable devant le premier terme (Sauty 1977). L'équation (II.7) devient :

$$C(t) = \frac{C_0}{2} \left\{ \exp \frac{P_e}{2} (1-\varphi) \operatorname{erfc}\left(\sqrt{\frac{P_e}{4t_c}} \frac{(t_c - \varphi \cdot t)}{\sqrt{t}}\right) \right\} \quad (\text{II.8})$$

Lorsque t tend vers ∞ , la concentration C atteint le palier désigné par C_p . Alors, l'équation (II.8) devient :

$$C_p = C_0 \exp\left(\frac{P_e}{2}(1-\varphi)\right) \quad (\text{II.9})$$

En pratique, la courbe de restitution atteint le palier après injection de 2 à 3 V_p . En divisant l'équation (II.8) par l'équation (II.9), on obtient :

$$\frac{C(t)}{C_p} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left(\sqrt{\frac{P_e}{4 \cdot t_c}} \times \frac{(t_c - \varphi t)}{\sqrt{t}} \right) \quad (\text{II.10})$$

- **Méthode graphique linéaire (MGL)**

Au moment où le palier de concentration C_p est atteint, le milieu poreux n'est pas encore colmaté et les propriétés physiques du milieu ne sont pas modifiées. Dans ce cas, la courbe de restitution peut être interprétée par l'équation II.10.

Nous proposons une méthode basée sur la solution approchée (Eq.II.10) en introduisant la fonction inverse d'erreur complémentaire, soit $\operatorname{Inverfc}$. L'équation II.10 peut se réécrire :

$$\operatorname{Inverfc} \left(\frac{2 \cdot C}{C_p} \right) = \left(\sqrt{\frac{P_e}{4 \cdot t_c}} \times \frac{t_c - \varphi t}{\sqrt{t}} \right) \quad (\text{II.11})$$

On peut donc calculer les valeurs $\operatorname{Inverfc}(2C/C_p)$ à partir des données expérimentales. En se basant sur la méthode graphique linéaire (Wang et al., 1987), on peut déterminer les paramètres de transport. Cette méthode permet de déterminer les paramètres de transport (t_c , K_{dep} et α_L (dispersivité longitudinale)) à partir de la courbe de restitution. Cette méthode consiste à transformer l'équation (II.11) sous forme d'une équation linéaire (Figure II-12b). Sur le plan pratique, elle transforme une courbe de restitution de traçage en une droite par quelques opérations mathématiques sur les deux variables de mesure (t , C).

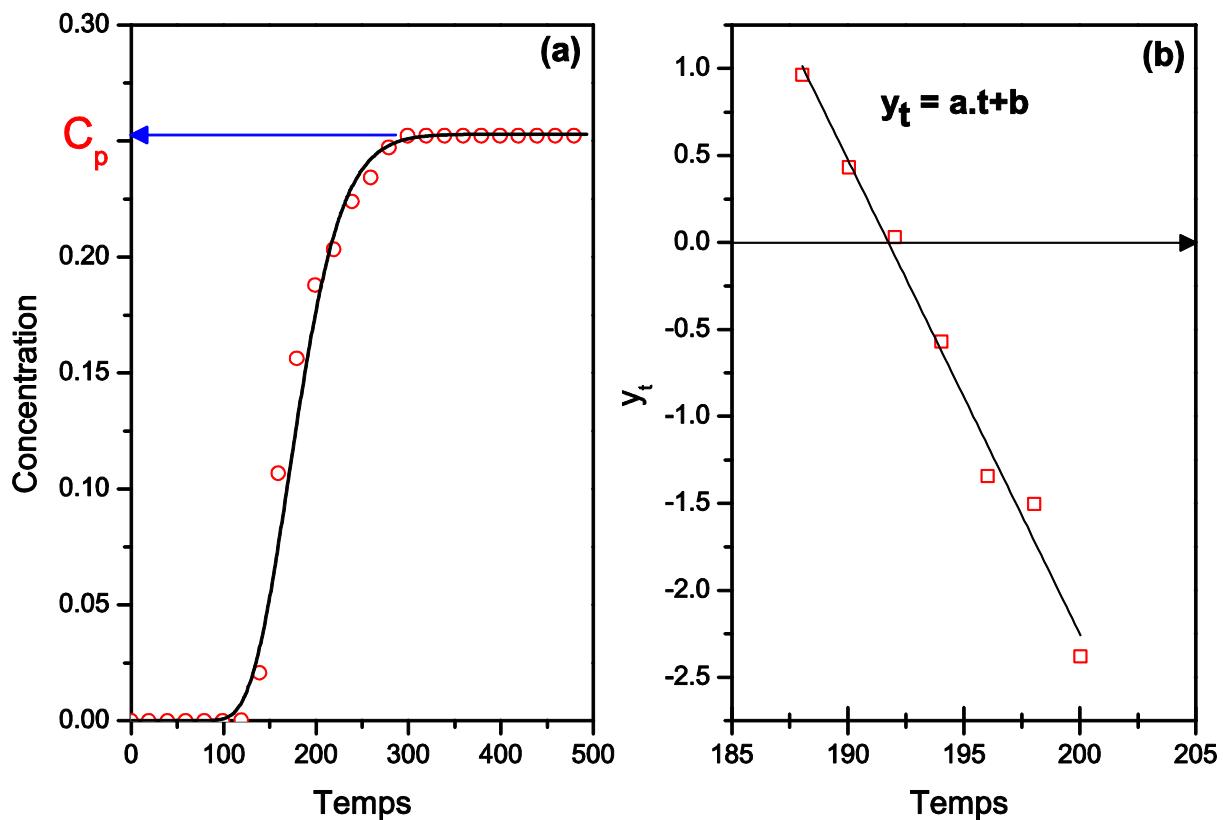


Figure II-12. Principe de la Méthode Graphique Linéaire (MGL) – (a) Courbe de restitution d'un traçage, (b) linéarisation de la courbe MGL.

En fait, l'équation (II.11) peut se réécrire après quelques opérations mathématiques :

$$\text{Inverfd}\left(\frac{2C}{C_p}\right)\sqrt{t} = -\varphi\sqrt{\frac{P_e}{4t_c}}t + \sqrt{\frac{P_e t_c}{4}} \quad (\text{II.12})$$

En posant :

$$\begin{cases} y_t = \text{Inverfd}\left(\frac{2C}{C_p}\right) \\ a_1 = -\varphi\sqrt{\frac{P_e}{4t_c}} \\ a_2 = \sqrt{\frac{P_e \cdot t_c}{4}} \end{cases} \quad (\text{II.13})$$

On obtient une équation d'une droite entre y_t et t , soit :

$$y_t = -a_1 t + a_2 \quad (\text{II.14})$$

Les valeurs de y_t peuvent être estimées à partir des données expérimentales. a_1 et a_2 sont déterminés par la simple régression linéaire en contrôlant graphiquement l'alignement des points. En connaissant a_1 et a_2 , on calcule selon l'équation [II.13] P_e , t_c et φ de la façon suivante :

$$\left\{ \begin{array}{l} P_e = 2 \ln \left(\frac{C_p}{C_0} \right) - 4a_1 \cdot a_2 \\ t_c = \frac{2a_2^2}{\ln \left(\frac{C_p}{C_0} \right) - 2a_1 \cdot a_2} \\ \varphi = \frac{1}{1 - \ln \left(\frac{C_p}{C_0} \right) / (2a_1 \cdot a_2)} \end{array} \right. \quad (\text{II.15})$$

On calcule finalement :

$$\left\{ \begin{array}{l} K_{\text{dep}} = \frac{-\ln \left(\frac{C_p}{C_0} \right)}{t_c} \left(1 - \frac{\ln \left(\frac{C_p}{C_0} \right)}{P_e} \right) \\ a_L = \frac{L}{P_e} \\ U_p = \frac{L}{t_c} \end{array} \right. \quad (\text{II.16})$$

En fait, pour comparer des essais réalisés dans des conditions différentes, les résultats doivent être adimensionnés. D'un côté, la concentration C sera exprimée en pourcentage de la concentration en particules initialement injectée C_0 . De l'autre, le temps d'essai varie lorsqu'on passe d'une vitesse à l'autre, il est donc préférable de représenter les évolutions des paramètres mesurés en fonction du nombre de volume de pores injectés (NV_p) et non en fonction du temps. Les deux paramètres (t, NV_p) sont reliés par la relation suivante :

$$NV_p = \frac{Q \cdot t}{\phi \cdot L \cdot A} \quad (\text{II.17})$$

Q est le débit d'écoulement à la sortie de la colonne [$L^3 \cdot T^{-1}$], t est le temps [T], ϕ est la porosité du milieu poreux [$L^3 \cdot L^{-3}$], L est la longueur du milieu poreux [L] et A est la section du milieu poreux normale à la direction de l'écoulement [L^2].

II.2.2. Injection instantanée

Le transport et le dépôt des particules en suspension dans un milieu poreux saturé dans le cas d'une injection instantanée sont régis par l'équation (II.4)

Les conditions initiales et aux limites adoptées pour obtenir la solution analytique sont les suivantes :

$$\left. \begin{array}{l} C(t=0, x) = 0 \\ C(t, x=0) = m/Q \cdot \delta(t) \\ C(t, x=\infty) = 0 \end{array} \right\} \quad (\text{II.18})$$

où $\delta(t)$ est une fonction de type de Dirac en temps [T^{-1}], Q le débit d'écoulement [$L^3 T^{-1}$] et m la masse des particules injectée [M] qui est calculée par : $m = C_0 V_{inj}$ (V_{inj} est le volume injecté).

La solution analytique des équations (II.4) avec les conditions initiales et aux limites (II.18), est donnée par (Wang et al., 2000) :

$$C(t, x) = \frac{mx}{Q\sqrt{4\pi D_L t^3}} \exp(-K_{dep}t) \exp\left(-\frac{(x - U_p t)^2}{4D_L t}\right) \quad (\text{II.19})$$

Pour une distance L fixée entre le point d'injection et le point d'observation et en définissant $P_e = U_p L / D_L$ comme le nombre de Péclet et $t_c = L / U_p$ comme le temps de transfert par convection pure, l'équation (II.19) s'écrit :

$$C(t, L) = \frac{m}{Q} \sqrt{\frac{P_e t_c}{4\pi t^3}} \exp(-K_{dep}t) \exp\left(-\frac{P_e}{4t_c} \frac{(t_c - t)^2}{t}\right) \quad (\text{II.20})$$

Nous pouvons réécrire l'équation II.20 sous forme adimensionnelle comme suivant :

$$C_R(t_R) = \sqrt{\frac{P_e t_{cR}}{4\pi t_R^3}} \exp(-K_{dep}t_R - \frac{P_e}{4t_{cR}} \frac{(t_{cR} - t_R)^2}{t_R}) \quad (\text{II.21})$$

Avec :

$$\left\{ \begin{array}{l} t_R = \frac{t}{t_w}, \\ t_w = \frac{V_p}{Q}, \\ V_p = LA\phi, \\ t_{cR} = \frac{t_c}{t_w}, \\ C_R = \frac{CV_p}{m} = \frac{V_p}{V_{inj}} \cdot \frac{C}{C_0}, \\ \text{et } k_{dR} = k_{dep} t_w \end{array} \right. \quad (\text{II.22})$$

où : t_w est le temps de passage apparent d'eau pour un volume de pores du milieu [T], V_p le volume de pores apparent contenu dans le milieu [L^3], ϕ la porosité du milieu, A la section et L la distance d'observation qui correspond dans notre étude à la longueur de la colonne.

- **Méthode de régression parabolique (MRP)**

Selon le principe de la méthode graphique linéaire (Wang et al., 1987), la méthode de régression parabolique consiste à transformer la solution analytique de l'équation (II.21) en une équation parabolique par un changement de variables.

En appliquant le logarithme népérien sur l'équation (II.19), en multipliant par t_R et en regroupant les termes, on obtient :

$$t_R \cdot \ln(C_R \cdot t_R^{1.5}) = -(K_{dR} + \frac{P_e}{4t_{cR}}) \cdot t_R^2 + \frac{1}{2} (P_e + \ln \frac{P_e t_{cR}}{4\pi}) \cdot t_R - \frac{P_e \cdot t_{cR}}{4} \quad (\text{II.23})$$

Posons :

$$\left\{ \begin{array}{l} h_t = t_R \cdot \ln(C_R \cdot t_R^{1.5}) \\ a = -(K_{dR} + \frac{P_e}{4t_{cR}}) \\ b = \frac{1}{2} (P_e + \ln \frac{P_e t_{cR}}{4\pi}) \\ c = -\frac{P_e \cdot t_{cR}}{4} \end{array} \right. \quad (\text{II.24})$$

On obtient l'équation parabolique suivante :

$$h_t = a.t_R^2 + b.t_R + c \quad (\text{II.25})$$

Les valeurs des données (h_t , t_R) peuvent se calculer à partir des données expérimentales de traçages. En utilisant la régression parabolique entre h_t et t_R , on peut déterminer les trois valeurs a , b et c . Connaissant a , b et c , nous calculons P_e , t_{cR} et K_{dR} comme suit :

$$\begin{cases} P_e = 2b - \ln\left(-\frac{c}{\pi}\right) \\ t_{cR} = -\frac{4c}{P_e} \\ K_{dR} = -a - \frac{P_e}{4t_{cR}} \end{cases} \quad (\text{II.26})$$

Nous calculons finalement :

$$\begin{cases} t_c = t_{cR} \cdot t_w \\ \alpha = \frac{x}{P_e} \\ K_{dep} = \frac{K_{dR}}{t_w} \end{cases} \quad (\text{II.27})$$

Pour un traceur parfait, le phénomène de dépôt n'intervient pas ($K_{dep}=0$). On peut également appliquer cette méthode d'interprétation. Après avoir déterminé les valeurs de a , b , et c par régression parabolique, P_e et t_{cR} (Eq. II.25) s'obtiennent par :

$$\begin{cases} P_e = 4\sqrt{c \cdot a} \\ t_{cR} = \sqrt{c/a} \end{cases} \quad (\text{II.28})$$

II.3. Conclusion

Dans cette partie, nous avons présenté les matériaux, les dispositifs expérimentaux, les procédures d'essais ainsi que les modèles mathématiques utilisés pour l'analyse et l'interprétation de des résultats. L'analyse des forces agissant sur les particules lors de leurs transfert dans les milieux poreux étudiés a montré que le mécanisme de rétention le plus prépondérant est le blocage mécanique.

L'interprétation des données expérimentales est réalisée suivant deux méthodes : i) *la méthode graphique linéaire* (MGL), utilisée pour simuler les résultats expérimentaux suite aux traçages par injection en continue des particules de kaolinite et de traceur dissous et ii) *la méthode de régression parabolique* (MRP), utilisée pour simuler les résultats

Matériels et Méthodes

expérimentaux suite aux traçages par injection instantanée des particules de Latex et du traceur dissous.

III. Résultats et Discutions

III.1. Effets hydrodynamique et du milieu poreux

Dans ce chapitre, nous allons discuter les effets hydrodynamiques et du milieu poreux sur le transport et le dépôt des particules en suspension. Les résultats qui seront présentés sont obtenus suite aux expériences de traçages réalisées dans la colonne de 62 cm de longueur et de diamètre intérieur égale 4,4 cm. Les sables Fin 315-630 μm (S.F), Grossier 630-800 μm (S.G), et Mélange (Mix) sont étudiés. Des particules en suspension de kaolinite (P300) sélectionnées et de concentration initiale $C_0 = 0,5 \text{ g/L}$ ont été utilisées. Comme rapporté dans les paragraphes II.1.3 et II.1.4 ci-dessus, des séries d'injection en continue de particules en suspension et du traceur dissous (temps d'injection égal $3Vp$) avec cinq différentes vitesses d'écoulement ont été effectuées. Pour suivre l'évolution de la taille des particules en suspension restituées dans le temps, des prélèvements à différents moments de l'essai ont été effectués pour réaliser des analyses granulométriques (Cf. § II.1.5). Aussi, à la fin de chaque essai d'injection, le milieu poreux est découpé en 15 tranches pour évaluer la quantité et la taille des particules déposées le long du milieu poreux.

III.1.1. Courbes de restitution

La mesure de la concentration du traceur dissous ou des particules en suspension à la sortie de la colonne permet de tracer les courbes de restitution.

Afin de comparer l'influence des conditions d'essais (vitesse d'écoulement ; milieu poreux), les courbes de restitution obtenues sont exprimées à l'aide de variables adimensionnelles : la concentration relative C/C_0 (C est la concentration à la sortie de colonne et C_0 est la concentration initiale à l'entrée du milieu poreux) et le nombre de volumes de pores NVp . NVp est définie par la relation (II.17).

III.1.1.1. Effet de la vitesse d'écoulement

La vitesse d'écoulement est un facteur important dans le transport et le dépôt des particules en suspension dans les milieux poreux. Rappelons que plusieurs séries d'injections en continu sont réalisées en utilisant cinq vitesses d'écoulement allant de 0,045 à 0,160 cm/s qui correspondent à des nombres de Reynolds entre 0,20 et 1,14. La concentration initiale utilisée dans chaque test est de 0,5 g/L avec un volume de pore injecté égal à $3Vp$.

La Figure III-1 montre l'évolution des courbes de restitution de particules en suspension (PES) dans les trois milieux poreux testés (Cf. Fig. III-1a, b et c) et du traceur dissous dans le milieu sable Fin (Fig. III-1d) pour les cinq vitesses d'écoulement utilisées. Les courbes en

Résultats et Discussions

symboles représentent les données expérimentales et les courbes en trait continu représentent les courbes simulées avec le modèle mathématique présenté au paragraphe II.2.1. Quel que soit le milieu poreux et la vitesse d'écoulement, les courbes de restitution des particules en suspension atteignent un plateau après l'injection de $2Vp$ (Fig. III-1a, b et c). Pour un volume de pores donné, la concentration de particules dans l'effluent augmente lorsque la vitesse d'écoulement augmente. Lorsque la vitesse d'écoulement est élevée, les forces hydrodynamiques sont plus élevées favorisant ainsi le transport jusqu'à la sortie du milieu poreux d'un nombre important de particules en suspension. En revanche, lorsque la vitesse d'écoulement est faible, la force de gravité joue un rôle plus important surtout pour les plus grosses particules ($> 20 \mu\text{m}$). L'augmentation de la vitesse d'écoulement améliore le taux de restitution des particules qui passe de 12% à la plus faible vitesse d'écoulement (0,045 cm/s) à 52% à la grande vitesse d'écoulement (0,160 cm/s) dans le Sable Grossier (Cf. Fig.III-1a). Les résultats de traçage avec le traceur dissous (Fig. III-1d) montrent que les courbes de restitution atteignent un plateau après injection de $1,3Vp$. La concentration relative maximale ne varie pratiquement pas avec la vitesse d'écoulement utilisée. Un taux de restitution égal à 100% pour toutes les vitesses d'écoulement et pour les trois milieux poreux utilisés a été obtenu.

Résultats et Discussions

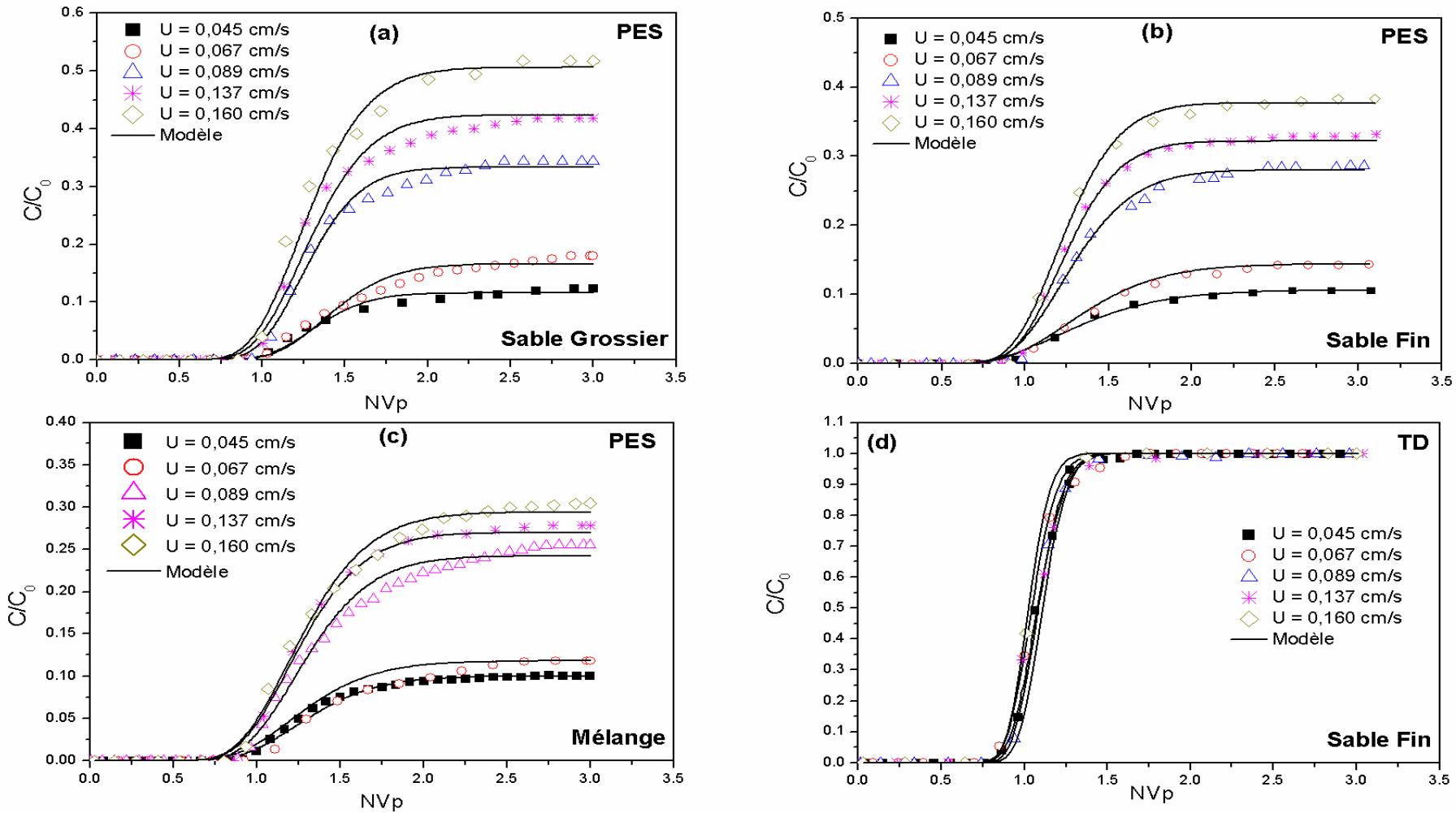


Figure III-1. Courbes de restitution des traceurs pour différentes vitesses d'écoulement : (a) Particules en suspension (PES) dans le Sable Grossier (S.G), (b) PES dans le Sable Fin (S.F), (c) PES dans le sable Mélange (Mix) et (d) Traceur dissous (TD) dans le Sable Fin (S.F). Les courbes en trait continu représentent les courbes simulées avec le modèle mathématique

III.1.1.2. Effet du milieu poreux

La Figure III-2 présente la comparaison des courbes de restitution des particules en suspension dans les différents milieux poreux testés pour deux vitesses d'écoulement (0,089 et 0,160cm/s). Pour un volume de pore donné et quelle que soit la vitesse d'écoulement, la concentration de particules à la sortie est moins importante dans les essais réalisés avec le sable Mélange (Mix) que le sable Grossier (S.G) et le sable Fin (S.F).

La Figure III-3 rend compte de l'évolution des taux de restitution des particules en suspension pour les différentes vitesses d'écoulement et dans les trois milieux poreux étudiés. Le taux de restitution $R(%)$ est calculé avec l'équation suivante :

$$R(%) = \frac{\int_0^{\infty} Q \cdot C(t) \cdot dt}{M} \quad (\text{III.1})$$

où M est la masse du traceur initialement injectée, Q est le débit mesuré à la sortie de la colonne et C est la concentration de particules restituées dans le temps t .

Comme discuté ci-dessus (§. III.1.1.1), quel que soit le milieu poreux, le taux de restitution augmente avec la vitesse d'écoulement. Par ailleurs, on peut remarquer que le milieu Mélange (Mix) est plus filtrant que les milieux Grossier (S.G) et Fin (S.F). Ce comportement peut être expliqué par le fait que dans le milieu Mélange, les petits grains du Sable Fin occupent les espaces entre les gros grains du Sable Grossier. Cette configuration de la structure interne du milieu Mélange, produit un nombre important de pores de petites tailles favorisant ainsi le piégeage des particules en suspension par blocage mécanique. Ce résultat illustre l'effet de la distribution de taille des grains constituant le milieu poreux sur sa capacité de filtration des particules en suspension.

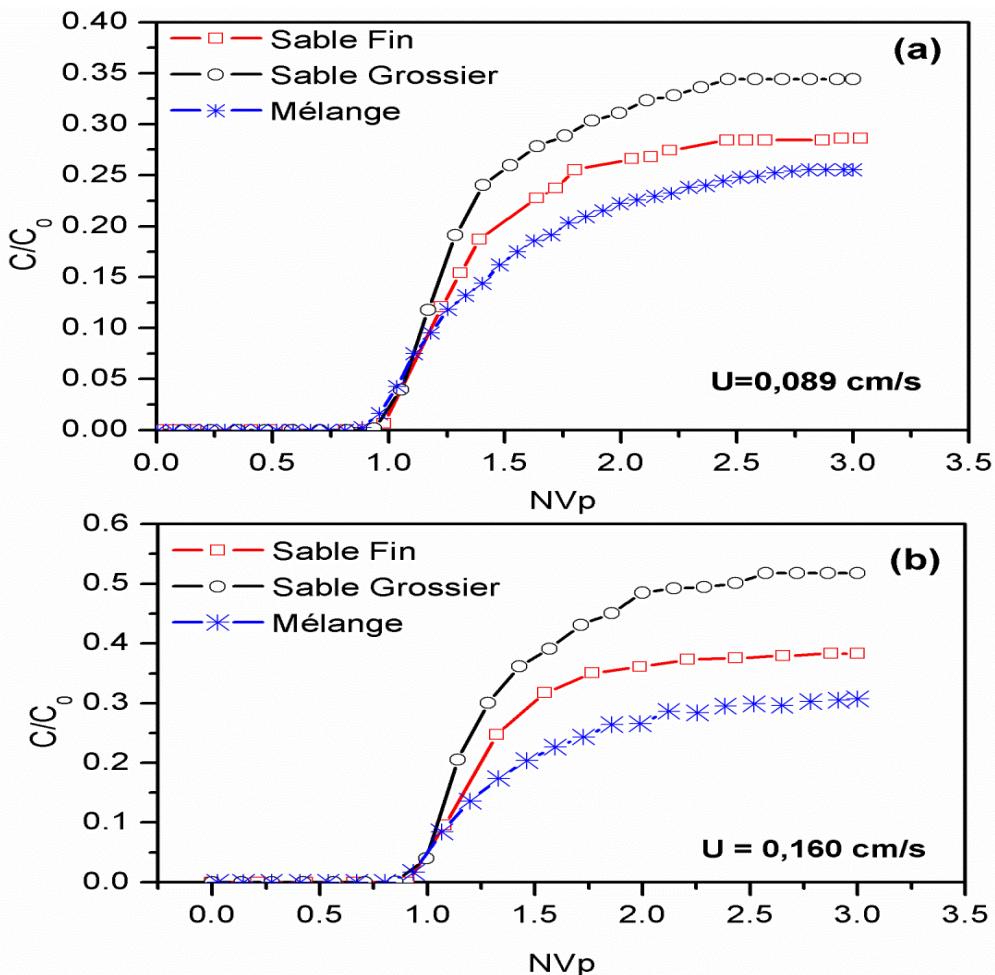


Figure III-2. Comparaison des courbes de restitution des particules en suspension (PES) dans le Sable Fin (S.F), le Sable Grossier (S.G) et le Sable Mélange (Mix) : (a) pour $U = 0,089 \text{ cm/s}$ et (b) pour $U = 0,160 \text{ cm/s}$

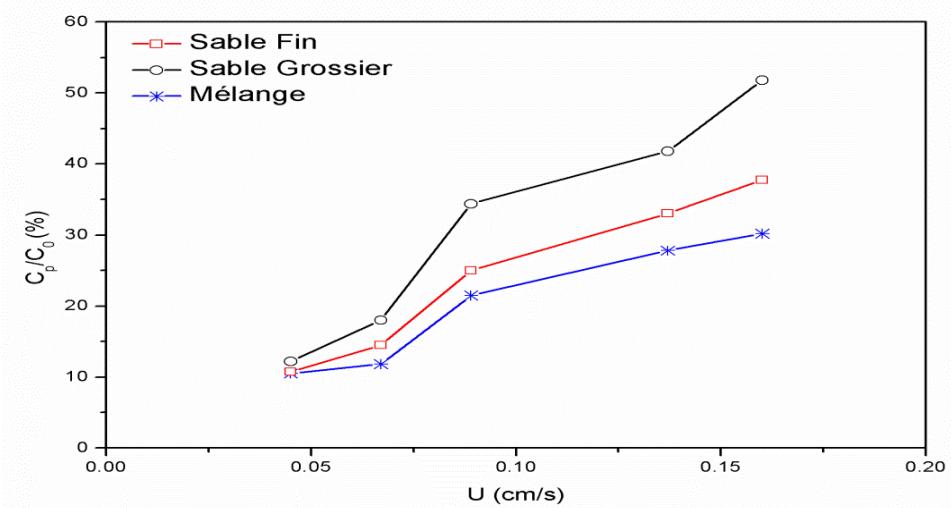


Figure III-3. Evolution des taux de restitution C_p/C_0 en fonction de la vitesse d'écoulement U (cm/s) dans les trois milieux poreux étudiés

III.1.1.3. Comportement de transport des particules en suspension et du traceur dissous

Dans ce paragraphe, on va comparer le temps de transfert entre les particules en suspension (PES) et le traceur dissous (TD). La Figure III-4 présente deux exemples de comparaison des courbes de restitution des particules en suspension et du traceur dissous. Un retard de percée des particules en suspension par rapport au traceur dissous est observé. Ce comportement est observé pour tous les essais réalisés et traduit un retard de transfert des particules en suspension par rapport au traceur dissous.

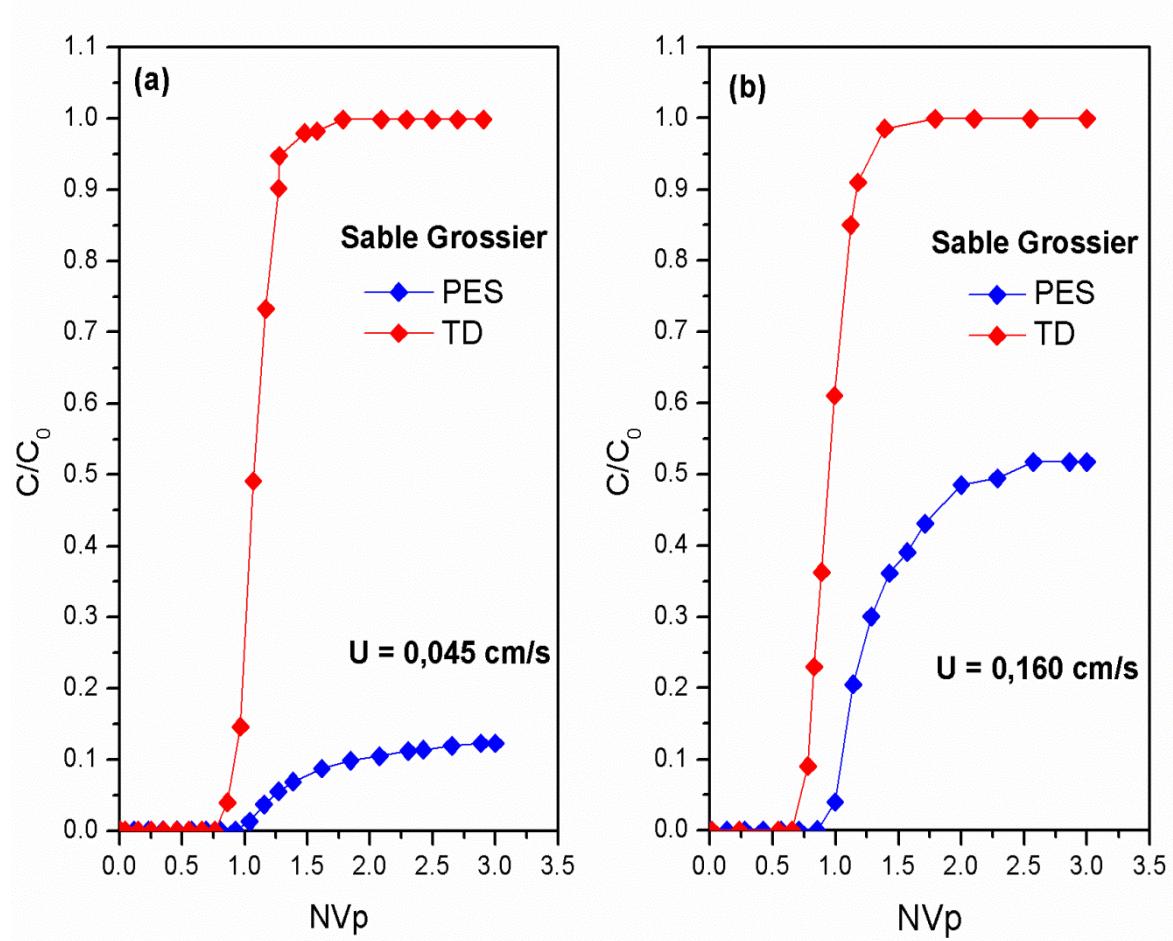


Figure III-4. Comparaison des courbes de restitution des particules en suspension (PES) et du traceur dissous (TD) dans le Sable Grossier (S.G) : (a) pour $U = 0,045 \text{ cm/s}$ et (b) $U = 0,160 \text{ cm/s}$

Pour mieux décrire ce comportement, on calcule le temps de séjour relatif t_r qui est le rapport du temps de séjour des particules en suspension (t_{PES}) au temps de séjour du traceur dissous (t_{TD}). La Figure III-5 présente l'évolution de t_r en fonction de la vitesse d'écoulement U . Les résultats montrent que t_r est toujours supérieur à 1 ; ce qui indique que le traceur dissous est transporté plus rapidement que les particules en suspension. Quel que soit le milieu poreux et la vitesse d'écoulement, un temps de séjour relatif moyen autour de 1,3 peut être considéré.

Résultats et Discussions

Le même comportement a été observé par Ikni et al. (2013) dans des essais de traçage en laboratoire avec des particules de Limon de distribution granulométrique entre 0,3 et 40 μm . Par contre, certains auteurs (Kretzschmar et al., 1997; Grolimund et al., 1998; Ahfir et al., 2007 et 2009) ont observé un transport plus rapide des particules en suspension que le traceur dissous. Ils ont relié ce comportement à l'effet d'exclusion de taille. Ce transport rapide des particules solides par rapport au traceurs dissous dépend de la vitesse d'écoulement (Ahfir et al., 2007), de la densité des particules (Benamar et al., 2005) et de la longueur du milieu poreux (Ahfir et al., 2009). L'absence de l'effet d'exclusion de taille dans la présente étude pourrait être attribuée à la longueur (62 cm) et la distribution granulométrique des milieux poreux testés (Cf. Tableau II-1). Plus le milieu poreux est long, plus les collisions entre particules-grains sont importantes et les détours faits par les particules dans les milieux poreux avant d'atteindre la sortie sont longs (Masséi et al., 2002). Les collisions subies par les particules les dévient de leurs trajectoires ; les chemins de parcours de ces particules deviennent très complexes et très tortueux, ce qui entraîne un retard dans leur arrivée à la sortie du milieu poreux.

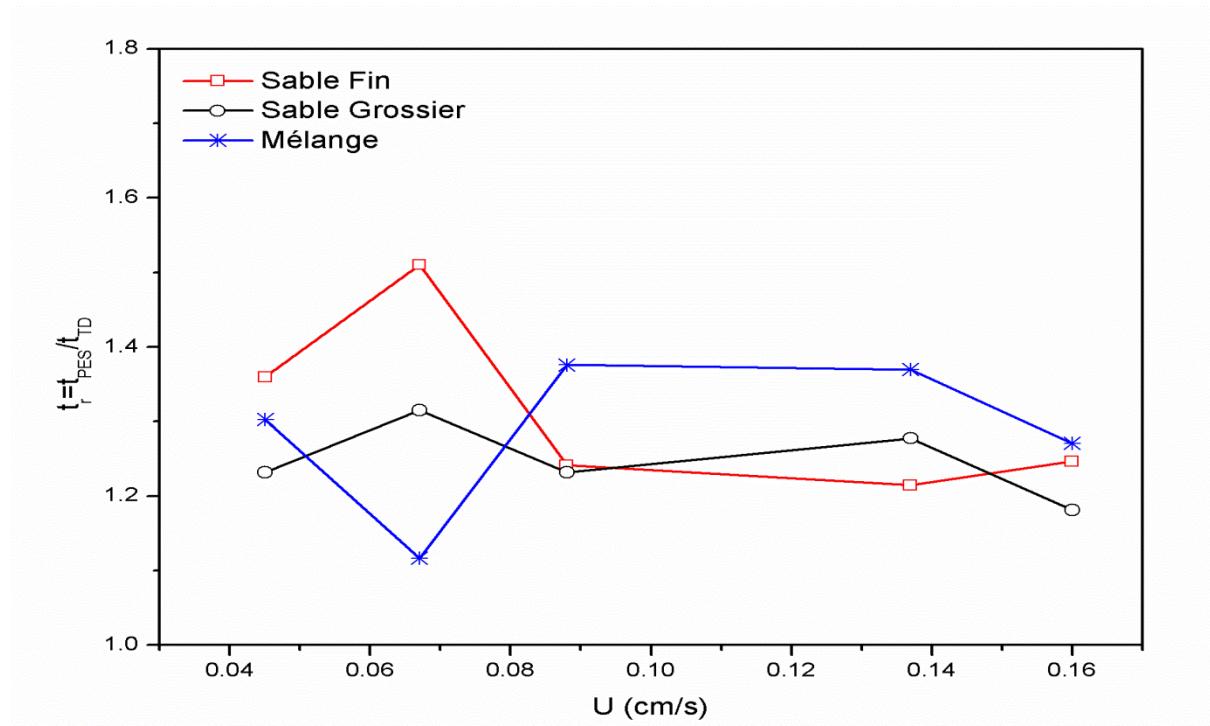


Figure III-5. Evolution du temps de séjour relatif ($t_r = t_{\text{PES}}/t_{\text{TD}}$) en fonction de la vitesse d'écoulement U dans les trois milieux poreux testés; t_{PES} est le temps de séjour des particules en suspension, t_{TD} est le temps de séjour du traceur dissous.

III.1.2. Paramètres hydrodispersifs

III.1.2.1. Coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale

Le coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale D_L est déterminé par le calage des courbes de restitution par le modèle analytique en utilisant la méthode graphique linéaire (Cf. §. II.2.1).

La Figure III-6 montre l'évolution de D_L dans les trois milieux poreux étudiés (Sable Fin (S.F) ; Sable Grossier (S.G) ; Sable Mélange (Mix)) pour les particules en suspension et le traceur dissous en fonction de la vitesse moyenne de pores ($U_p = L/t_c$). Pour un milieu poreux donné, les résultats montrent que le coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale augmente avec la vitesse moyenne de pores selon une loi de puissance ($D_L = \alpha_L U_p^m$). α_L est la dispersivité longitudinale et m est un coefficient de puissance empirique. m varie entre 0,92 et 1,16 pour les particules en suspension et une relation linéaire entre D_L et U_p peut être considérée. Pour le traceur dissous m varie entre 0,51 et 0,93.

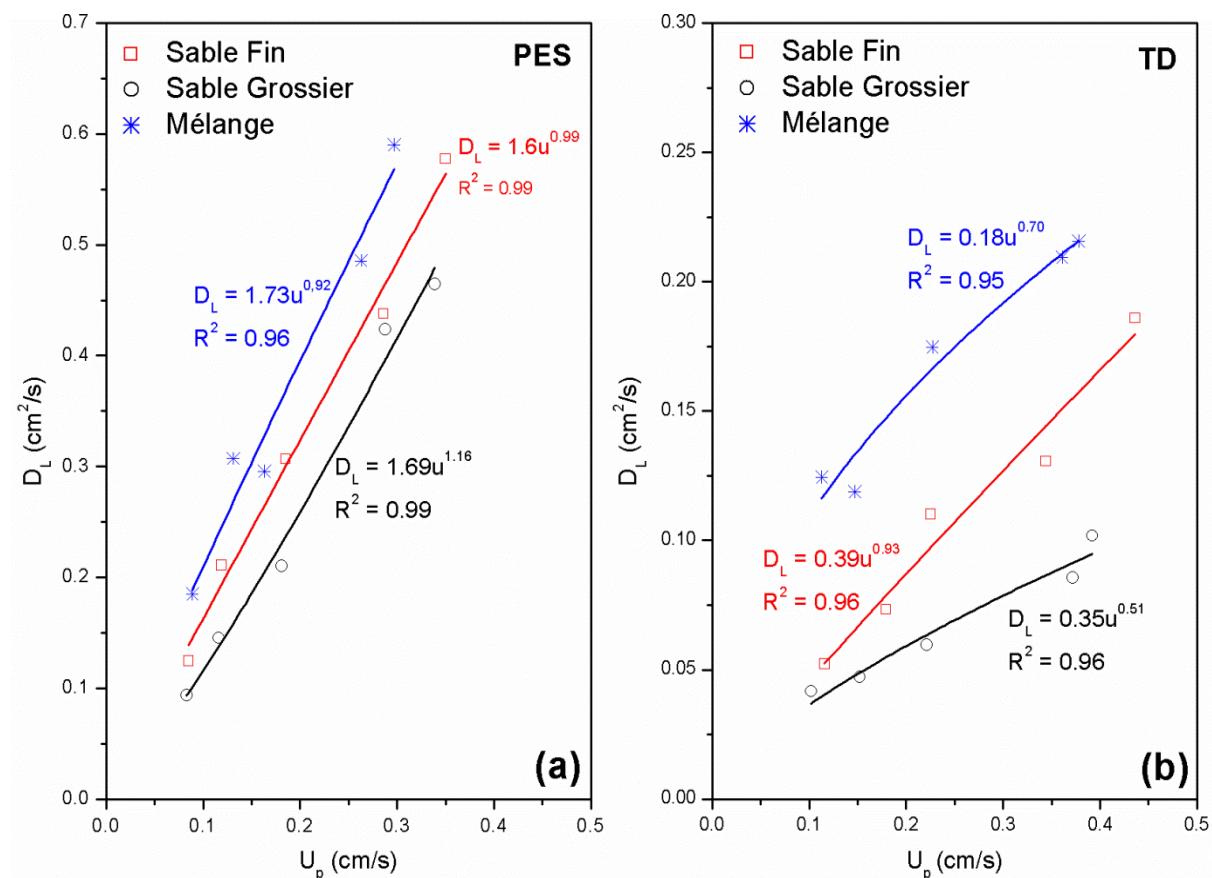


Figure III-6. Evolution du coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale D_L en fonction de la vitesse moyenne de pores U_p dans les trois milieux poreux étudiés : (a) particules en suspension (PES) et (b) traceur dissous (TD)

Quel que soit le milieu, le coefficient de dispersivité longitudinale D_L du traceur dissous est inférieur à celui des particules de kaolinite. La dispersivité longitudinale α_L des particules en suspension est beaucoup plus importante que celle du traceur dissous (pratiquement 5 fois supérieures). Le coefficient de puissance empirique m du traceur dissous est autour de 1,5 fois inférieur à celui des particules de kaolinite. Ce comportement est lié à la nature polydisperse des particules en suspension injectées. Une large distribution de taille des particules en suspension produit une grande dispersion de leurs vitesses (les particules en suspension échantillonnent une large gamme de vitesses porales au cours de leur transfert).

De la Figure III-6, on constate que les coefficients de dispersion hydrodynamique longitudinale des particules en suspension et du traceur dissous dans le milieu Mélange (Mix) sont supérieurs à ceux des deux autres milieux poreux : Sable Fin (S.F) et Sable Grossier (S.G). Cette évolution est liée à la distribution granulométrique plus étalée pour le sable Mélange ($C_u = 1,80$) par rapport aux sable Grossier ($C_u = 1,13$) et le sable Fin ($C_u=1,37$) (Cf. Fig II-1). En effet, un milieu poreux avec une distribution granulométrique plus étalée génère une large distribution porale et un nombre plus important de chemins de transport des particules (plus de chemins tortueux), ce qui provoque une dispersion plus importante.

III.1.2.2. Coefficient cinétique de dépôt

Le dépôt de particules solides dans un milieu poreux dépend de facteurs physiques comme la taille et la densité des particules, des sites accessibles pour le dépôt des particules, de la structure des pores et de la vitesse de circulation du fluide. L'attachement des particules à la surface du grain dépend surtout de la chimie du fluide porteur et de la chimie de surface des particules et des grains. Les particules peuvent être attachées dans le second minimum ou doivent être transportées au-delà de la barrière d'énergie répulsive, pour ensuite s'attacher dans le premier minimum d'énergie. Dans nos conditions expérimentales, vu la faible force ionique de l'eau en circulation (0,1 mM), la taille des particules en suspension ($d_p > 2 \mu\text{m}$ avec $d_{50}=10 \mu\text{m}$) et des fortes vitesses d'écoulement utilisées, les forces attractives entre les particules et les grains du milieu poreux sont négligeables (Cf. §.II.1.6). Alors, les deux principaux mécanismes qui contrôlent le dépôt sont le blocage mécanique (straining) et la sédimentation qui concerne surtout les grosses particules ($> 20 \mu\text{m}$).

Dans le cadre de cette thèse, l'étude de la cinétique de dépôt des particules en suspension dans un milieu poreux homogène saturé, se fait en ajoutant un terme cinétique de premier ordre dans l'équation classique de convection dispersion (§. II.2.1). La méthode graphique linéaire

Résultats et Discutions

utilisée pour déterminer les paramètres de transfert, nous permet de déterminer le coefficient cinétique de dépôt K_{dep} .

La Figure III-7 présente l'évolution du coefficient cinétique de dépôt K_{dep} en fonction de la vitesse d'écoulement (U) dans les trois milieux poreux étudiés. Les résultats montrent que K_{dep} croît avec la vitesse d'écoulement selon une loi de puissance ($K_{dep}=\alpha \cdot U^n$). La même évolution a été déjà observée par plusieurs chercheurs avec différentes valeurs de coefficient de puissance n (Kretzschmar et al., 1997 ; Grolimund et al., 1998 ; Masséi et al., 2002 ; Ahfir et al., 2007 & 2009 ; Bennacer et al., 2013).

Les valeurs de puissance n obtenues dans le cadre de cette étude sont : 0,31 dans le Sable Grossier (S.G), 0,45 dans le Sable Fin (S.F) et 0,49 dans le Sable Mélange (Mix).

Pour une vitesse donnée, le coefficient K_{dep} est plus important dans le milieu Mélange (Mix) que dans les deux autres milieux (S.F & S.G). Ce comportement est lié à la distribution granulométrique des grains constituant chaque milieu poreux. Comme le montre la Figure III-8, qui représente l'évolution de K_{dep} en fonction du rapport entre le diamètre médian des particules en suspension d_p et le diamètre médian des grains du milieu poreux d_g ; K_{dep} est toujours plus important dans le milieu ayant le coefficient d'uniformité C_u plus élevé. Ces résultats montrent que plus la distribution granulométrique d'un milieu poreux est étalée, plus l'efficacité de filtration est importante. En effet, une distribution granulométrique plus étalée génère une large distribution porale avec des chemins de transferts plus importants et complexes et un nombre de sites de rétention plus importants favorisant la probabilité de capture des particules qui y transitent par blocage mécanique.

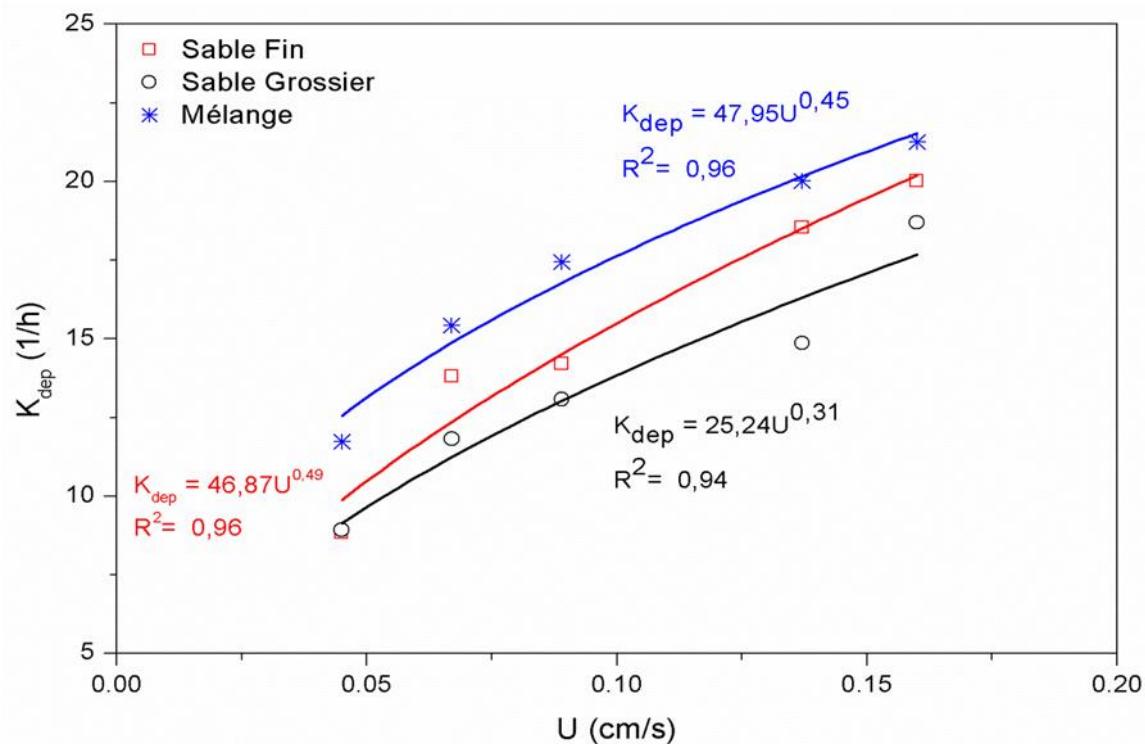


Figure III-7. Evolution du coefficient cinétique de dépôt K_{dep} des particules en suspension en fonction de la vitesse d'écoulement pour les trois milieux poreux

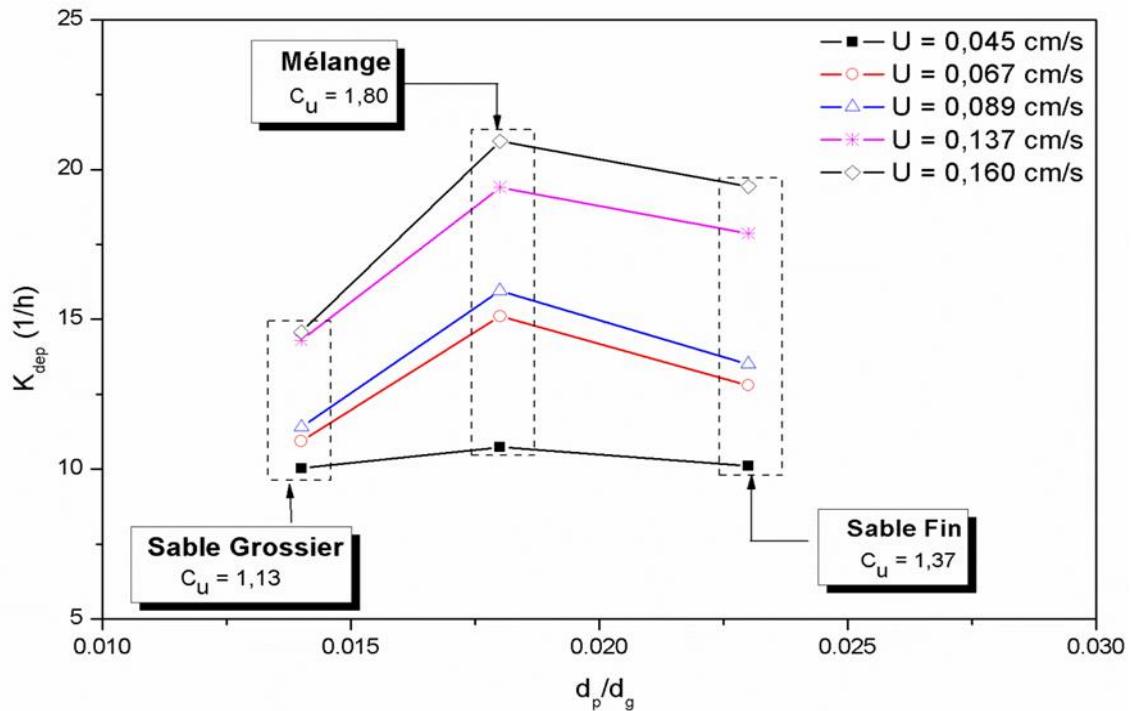


Figure III-8. Evolution de K_{dep} en fonction de d_p/d_g pour les trois milieux poreux étudiés

III.1.2.3. Rétention des particules dans le milieu poreux

A la fin chaque essai d'injection de particules en suspension, la détermination de la fraction massique des particules déposées dans le milieu poreux est réalisée. Pour cela le sol contenu dans la colonne est découpé en 15 tranches (Cf. Fig. II-10 du §. II.1.5) pour quantifier la quantité de particules déposées à des distances régulières le long de la colonne. La masse de particules en suspension déposée dans chaque tranche est déterminée selon la procédure décrite au paragraphe II.1.5.

Le tableau III-1 résume les pourcentages de masse des particules dans l'effluent (M_{eff}), de masse des particules déposées (M_{dep}) dans la colonne et la masse totale ($M_{tot}=M_{eff}+M_{dep}$) pour les différentes vitesses testées. Les valeurs de M_{tot} varient entre 98 et 105%. La différence de la masse initialement injectée (100 %) peut être attribuée aux erreurs de mesure.

Tableau III-1. Bilan de masse des particules restituées et déposées pour les différents milieux à différentes vitesses d'écoulement

U (cm/s)	Sable Fin (S.F)			Sable Grossier (S.G)			Mélange (Mix)		
	$M_{eff}(\%)$	$M_{dep}(\%)$	$M_{tot}(\%)$	$M_{eff}(\%)$	$M_{dep}(\%)$	$M_{tot}(\%)$	$M_{eff}(\%)$	$M_{dep}(\%)$	$M_{tot}(\%)$
0,045	10,7	94,1	104,8	12,2	91	103,2	10,5	94	104,5
0,067	14,5	86,4	100,9	18	80,3	98,3	11,8	88,9	100,7
0,089	25	73,7	98,7	34,4	70,3	104,7	21,5	79,6	101,1
0,137	33	71,6	104,6	41,8	62,2	104	27,8	74,5	102,3
0,16	37,7	67	104,7	51,8	52,4	104,2	30,2	73,7	103,9

La Figure III-9a présente les profils de rétention des particules en suspension à la fin des essais d'injection dans le Sable Grossier (S.G) pour les différentes vitesses testées. Nous pouvons constater que la rétention se fait de façon irrégulière le long du milieu poreux. Elle est très importante à l'entrée du milieu poreux, notamment dans les premiers 5 cm à l'entrée du milieu, puis elle diminue avec la profondeur. Les tranches les plus profondes du milieu poreux contribuent moins à la rétention des particules en suspension (Alem et al., 2013). La forme et l'amplitude des profils de rétention sont sensibles à la vitesse d'écoulement. La distribution non uniforme de la rétention augmente lorsque la vitesse d'écoulement diminue. Plus la vitesse d'écoulement diminue, plus les forces hydrodynamiques sont faibles pour s'opposer aux forces de gravité et deviennent insuffisantes pour transporter les particules plus en profondeur dans le milieu poreux. Ces conditions favorisent la capture des particules en suspension dès l'entrée du milieu poreux par blocage mécanique et par gravité. En revanche, une grande vitesse d'écoulement augmente les forces hydrodynamiques exercées sur les particules et diminue le volume des zones mortes d'écoulement, ce qui favorise le transfert

Résultats et Discussions

des particules qui pénètrent plus en profondeur dans le milieu poreux avant d'être capturées. Ces forces peuvent participer aussi à l'arrachement de particules préalablement déposées. Ce comportement est aussi observé pour les deux autres milieux poreux étudiés (S.F et S.G). L'analyse des profils de rétention dans les différents milieux poreux testés (Fig. III-9b) montre que la rétention est grande dans le sable Mélange (Mix) et faible dans le Sable Grossier (S.G). La comparaison des profils de rétention dans le Sable Fin (S.F) et dans le sable Mélange (Mix) pour la même vitesse d'écoulement, montre que la rétention dans le S.F est légèrement plus élevée dans les cinq premiers centimètres du milieu à partir de l'entrée (Fig. III-9b). Cependant, dans le reste du milieu poreux, la rétention est généralement plus élevée dans le sable Mélange (Mix). Rappelons que les porosités mesurées dans le Sable Fin et dans le sable Mélange sont presque identiques (Cf. Fig.II-3). Ces résultats montrent que le mélange du Sable Grossier et du Sable Fin conduit à construire des pores étroits, en raison des petits grains qui occupent les espaces entre les gros grains. Ainsi, les pores de plus petites tailles dans le sable Mélange favorisent la rétention des particules en suspension par blocage mécanique sur toute la longueur du milieu. Ces résultats correspondent à ceux rapportés dans la littérature où une large distribution granulométrique développe des pores de petites tailles (Porubcan et Xu, 2011) conduisant à une capacité de capture de particules plus importante.

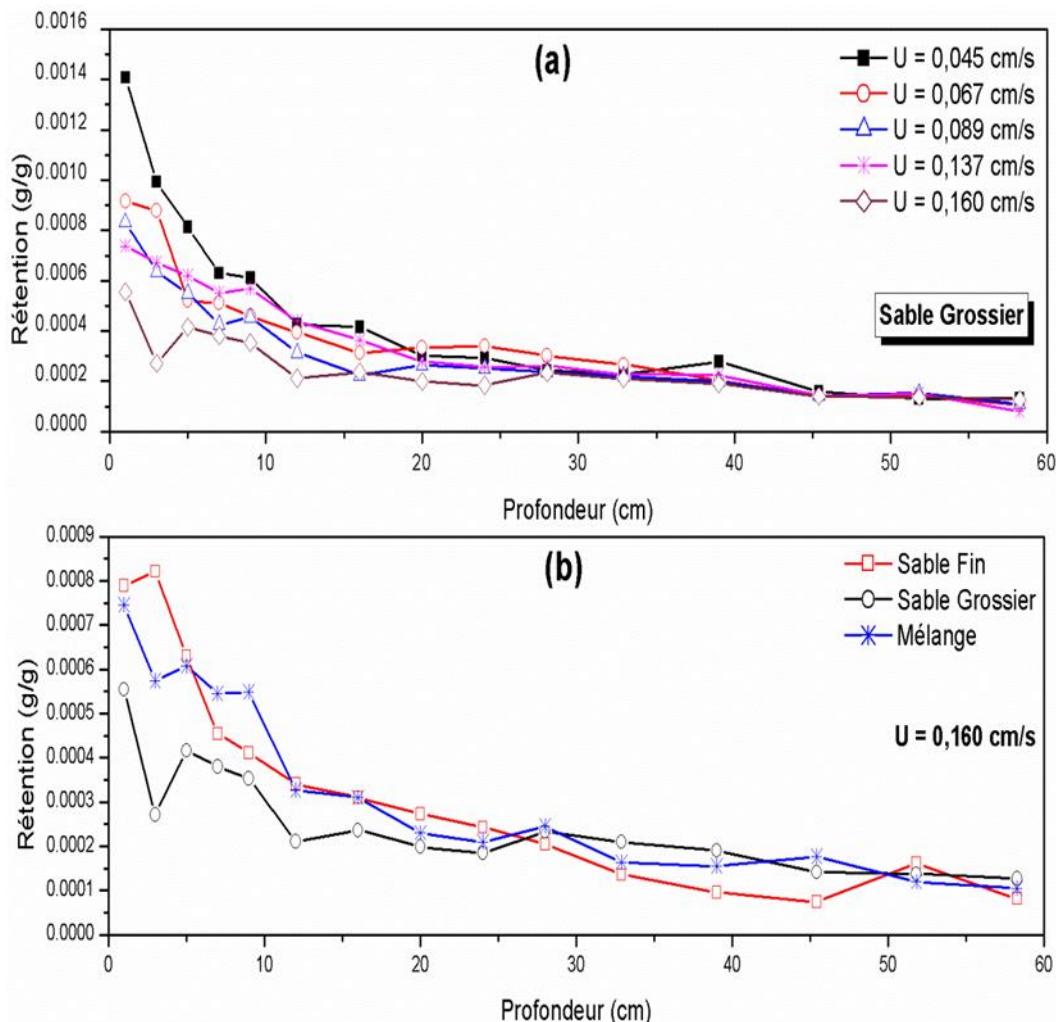


Figure III-9. Profil de rétention le long du milieu poreux : (a) Effet de la vitesse d'écoulement ; (b) Effet du milieu poreux

III.1.3. Suivi granulométrique des particules restituées et des particules déposées dans le milieu poreux

III.1.3.1. Granulométrie des particules restituées

Au cours des expériences de traçages et afin de suivre l'évolution de la taille des particules restituées dans le temps, des échantillons sont prélevés dans l'effluent périodiquement et des analyses granulométriques sont réalisées avec un compteur de particules (Coulter Mutisizer II). Les temps de prélèvement des échantillons T1, T2, T3, T4 et T5 correspondent aux volumes de pores injectés de '0,94 à 1,06Vp', '1,44 à 1,56Vp', '1,94 à 2,06Vp', '2,44 à 2,56Vp' et de '2,88 à 3Vp', respectivement (Cf. Figure II-9).

Résultats et Discussions

La Figure III-10 présente l'évolution dans le temps de la distribution granulométrique des particules en suspension restituées pour les vitesses d'écoulement $U = 0,045$ et $U = 0,067$ cm/s dans le Sable Grossier (S.G). Par souci de clarté, seules les analyses granulométriques effectuées aux temps T1, T3 et T5 sont présentées. La distribution granulométrique des particules en suspension initialement injectées est également représentée par la courbe en pointillées (notée 'Initiale').

Les résultats montrent une sélection des particules traversant le milieu poreux. En effet, au début de la restitution (T1) les particules restituées sont plus grosses que celles observées dans les autres temps (T2 à T5). Les grosses particules sont transportées plus rapidement que les petites. Le même résultat a été observé par Masséi et al. (2002) pour des injections instantanées de particules de limon entre 2 et 60 μm et par Ikni et al. (2013) pour des injections en continue de particules de limon entre 0,3 et 40 μm . Les grosses particules empruntent des chemins préférentiels constitués de gros pores. Par contre, les petites particules peuvent accéder à un grand nombre de pores avec plusieurs détours avant d'arriver à la sortie de la colonne. Quelle que soit la vitesse d'écoulement, la taille des particules en suspension restituées reste toujours inférieure à celle des particules initialement injectées. Le diamètre médian (d_{50}) des particules restituées reste entre 5 et 7 μm et est largement inférieur au diamètre médian des particules initialement injectées ($d_{50}=10\ \mu\text{m}$). La fraction grossière ($> 20\ \mu\text{m}$) des particules en suspension injectées n'a jamais été récupérée quel que soit le milieu poreux et la vitesse d'écoulement testés. Les grosses particules sont systématiquement piégées dans le milieu poreux. La sélection de taille des particules peut être attribuée au blocage mécanique des particules en suspension qui dépend essentiellement du rapport entre le diamètre des particules (d_p) au diamètre des grains (d_g). Dans la présente étude, le rapport d_p/d_g de la fraction grossière des particules en suspension injectées ($> 20\ \mu\text{m}$) est supérieur à 0,028, 0,035 et 0,045 pour les Sables Grossier (S.G), Mélange (Mix) et Fin (S.G), respectivement. Ces valeurs sont largement supérieures à la valeur limite 0,003 à partir de laquelle Bradford et al. (2003) considèrent que le blocage mécanique devient un mécanisme important de capture des particules. Ceci suggère que le blocage mécanique est le mécanisme dominant de rétention de ces tailles de particules, sans négliger le rôle de la gravité.

Pour les autres périodes d'échantillonnage (T2 à T5), la granulométrie des particules restituées reste pratiquement constante. Ce résultat suggère qu'au-delà d'un certain temps d'injection (au-delà de $1,1Vp$), les premières particules capturées ont un impact significatif sur le dépôt des autres particules transportées. Le dépôt des autres grosses particules est amélioré à cause du blocage des ouvertures de gros pores par les particules précédemment capturées.

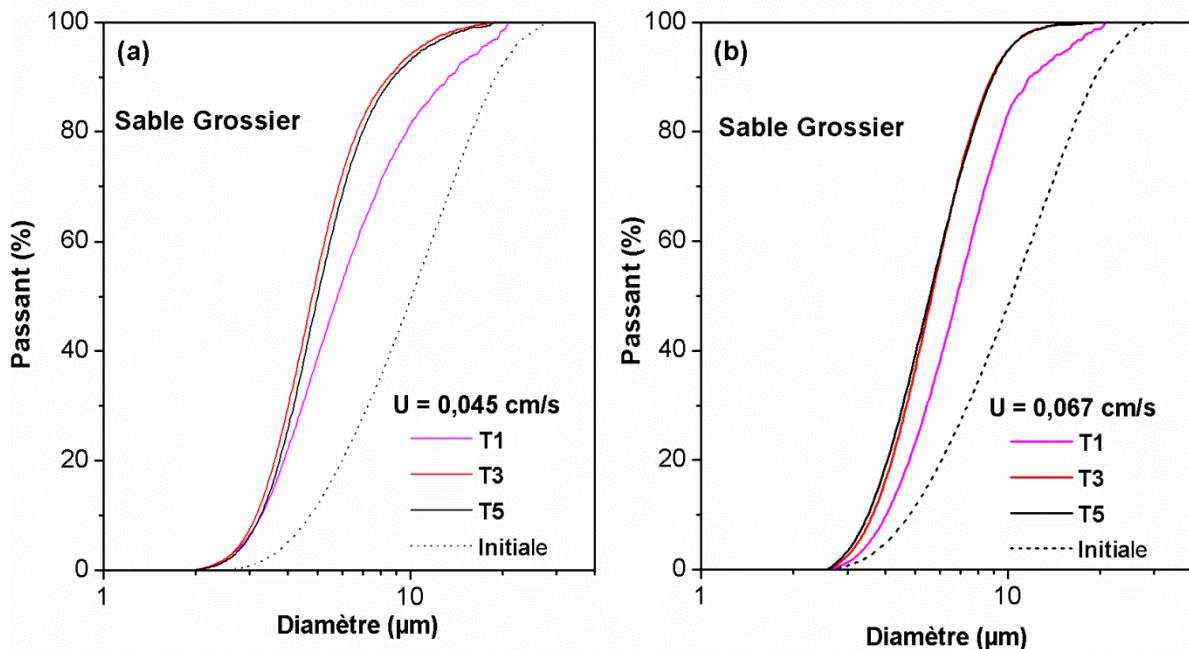


Figure III-10. Evolution dans le temps des particules en suspension restituées dans le Sable Grossier (S.G) : (a) $U=0,045 \text{ cm/s}$ et (b) $U=0,067 \text{ cm/s}$

Les Figures III-11a, III-11b et III-11c présentent la comparaison de la distribution granulométrique des particules en suspension restituées dans les trois milieux poreux testés aux temps d'échantillonnage T1, T3 et T5, respectivement, pour la même vitesse d'écoulement ($U=0,067 \text{ cm/s}$). L'efficacité de filtration des grosses particules en suspension dans le milieu Mélange (Mix) est meilleure que dans les deux autres milieux testés. Comme discuté précédemment, une granulométrie étalée génère des pores de différentes tailles qui constituent des sites de rétention possible pour les différentes tailles de particules en suspension. Notons que la différence dans la capture des différentes tailles de particules en suspension dans les trois milieux poreux étudiés est plus marquée au temps d'échantillonnage T1. Pour les autres temps d'échantillonnage, la différence est moins importante ; les granulométries des particules restituées sont proches. Une des explications possibles de ce comportement est : après un certain temps d'injection ($t > T1$), les particules déposées saturent les ouvertures de pores disponibles pour le transport des grosses particules. Enfin, quel que soit le milieu poreux testé et la vitesse d'écoulement, la granulométrie des particules restituées reste inférieure à celle initialement injectée.

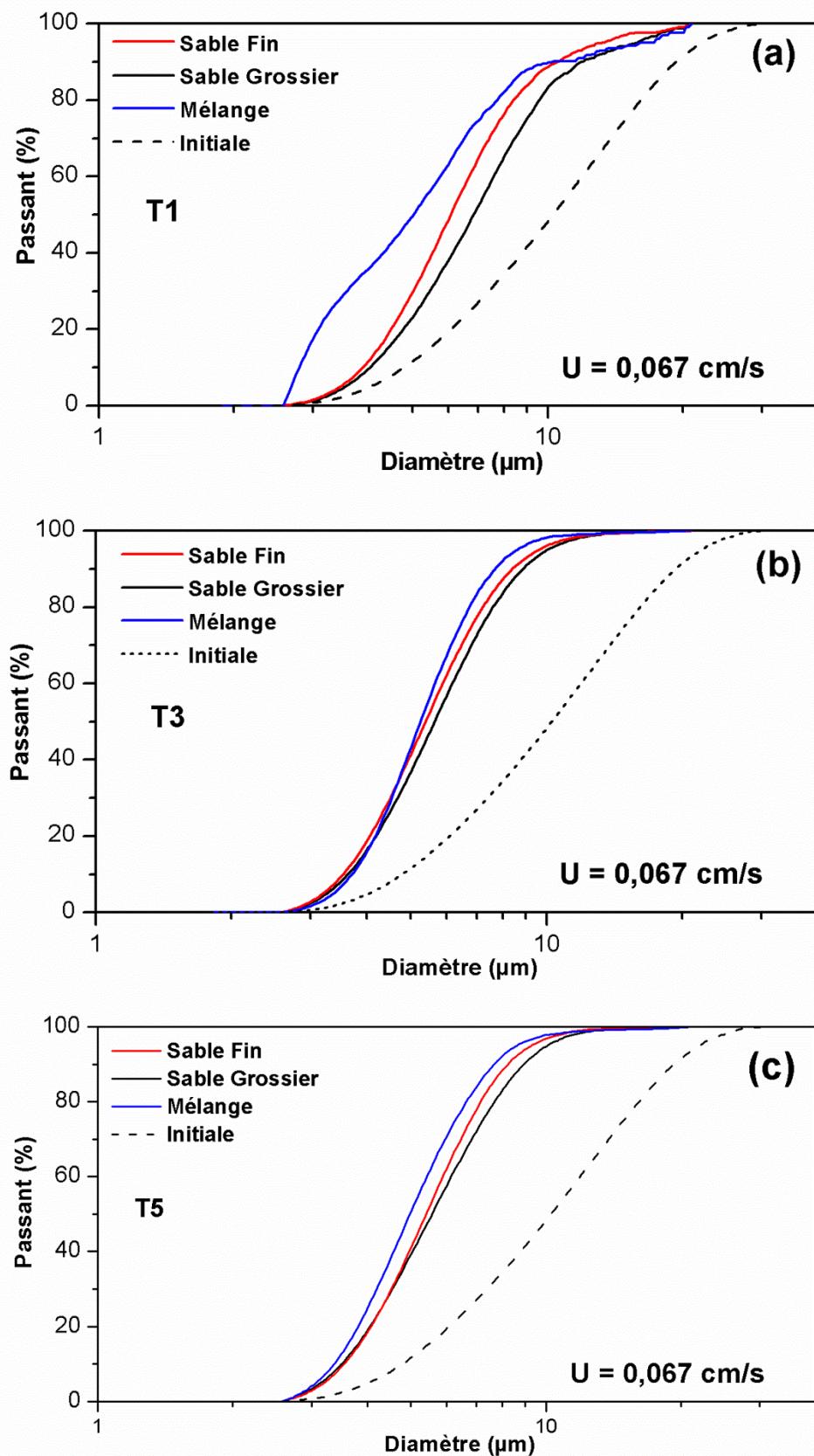


Figure III-11. Distribution granulométrique des particules en suspension restituées dans les trois milieux poreux testés (S.F, S.G et Mix) pour les différents temps d'échantillonnage : (a) T1, (b) T3 et (c) T5. La courbe en pointillés représente la distribution granulométrique des particules initialement injectées

III.1.3.2. Granulométrie des particules déposées

A la fin de chaque essai d'injection, le milieu poreux contenu dans la colonne est découpé en tranches pour mesurer l'évolution dans l'espace des distributions granulométriques des particules déposées. Les particules déposées sont récupérées suivant la procédure décrite au paragraphe II.1.5.

L'évolution de la taille des particules en suspension déposées dans le Sable Grossier (S.G) en fonction de la profondeur et pour les différentes vitesses d'écoulement explorées dans cette étude est illustrée sur la Figure III-12a. À une profondeur donnée, le diamètre médian (d_{50}) des particules déposées augmente avec la vitesse d'écoulement. Pour la plus faible vitesse d'écoulement (0,045 cm/s), le milieu poreux retient les différentes tailles de particules en suspension avec les plus grosses particules retenues principalement à l'entrée. Pour les vitesses d'écoulement élevées, les plus grosses particules pénètrent plus profondément dans le milieu poreux avant d'être capturé. Seules les fines particules sont transportées jusqu'à la sortie du milieu poreux. Ces résultats confirment l'importance des forces hydrodynamiques exercées par l'écoulement pour transporter les particules dans le milieu poreux, tel que décrit dans le paragraphe III.1.2.3. Les diamètres médians des particules en suspension déposées à différentes profondeurs sont globalement plus élevés que le diamètre médian des particules en suspension initialement injectées ($d_{50} = 10 \mu\text{m}$) surtout sur les 20 premiers centimètres et pour les quatre fortes vitesses d'écoulement. Un comportement similaire a été observé pour les autres milieux poreux testés (Sable Fin (S.F) et Mélange (Mix)).

Les Figures III-12b, III-12c et III-12d présentent la comparaison des diamètres médians des particules en suspension déposées dans les trois milieux poreux testés pour les vitesses d'écoulement 0,067 cm/s, 0,089 cm/s et 0,160 cm/s, respectivement. Les principaux résultats mis en évidence sont :

- Le Sable Grossier (S.G) capture principalement les grosses particules à des vitesses d'écoulement modérées à élevées. En revanche, à la plus faible vitesse d'écoulement (0,045 cm/s), la filtration concerne toutes les tailles des particules en suspension (Cf. Fig. III-12a).
- Dans le Sable Fin (S.F), à faible vitesse d'écoulement (0,045 et 0,067 cm / s), une forte accumulation de grosses particules dans les 10 premiers centimètres, à partir de l'entrée du milieu poreux, par rapport au Sable Grossier (S.G) a été observée (Fig. 12b). Les particules fines pénètrent plus profondément dans le milieu poreux. Au-delà

des 20 premiers centimètres, les diamètres médians des particules déposées sont plus petits que le diamètre médian des particules en suspension initialement injectées. À des vitesses d'écoulement élevées (Fig. 12c et 12d), les grosses particules pénètrent plus profondément dans le milieu poreux et les diamètres médians des particules déposées sont proches du diamètre médian des particules en suspension initialement injectées au-delà de 20 centimètres à partir de l'entrée du milieu poreux.

- Le Sable Mélange (Mix) présente une meilleure capacité de capture des différentes tailles de particules que les deux autres milieux poreux (S.G et S.F) quelle que soit la vitesse d'écoulement testée, sauf pour la vitesse d'écoulement la plus élevée (0,160 cm/s) où les résultats observés dans le Sable Fin et le Sable Mélange sont comparables (Fig. 10c).

Ces résultats confirment que la rétention des particules en suspension dans les trois milieux poreux est contrôlée par le blocage mécanique et la gravité due à la densité des particules de kaolinite transportées ($2,65 \text{ gr/cm}^3$). Il est clairement montré qu'à faible vitesse d'écoulement les deux mécanismes sont importants. Lorsque la vitesse d'écoulement augmente, le blocage mécanique devient de plus en plus le mécanisme de capture dominant. Le rôle des forces hydrodynamiques et la distribution granulométrique du milieu poreux sont mis en évidence. Avec l'augmentation des vitesses de pores, les pressions locales augmentent suffisamment pour favoriser le transport des grosses particules plus profondément dans le milieu poreux. La distribution granulométrique des particules déposées à différentes profondeurs augmente jusqu'à devenir supérieure ou égale à celle des particules en suspension initialement injectées. Une large distribution granulométrique d'un milieu poreux génère des pores de petites tailles conduisant à une meilleure capacité de filtration des particules en suspension.

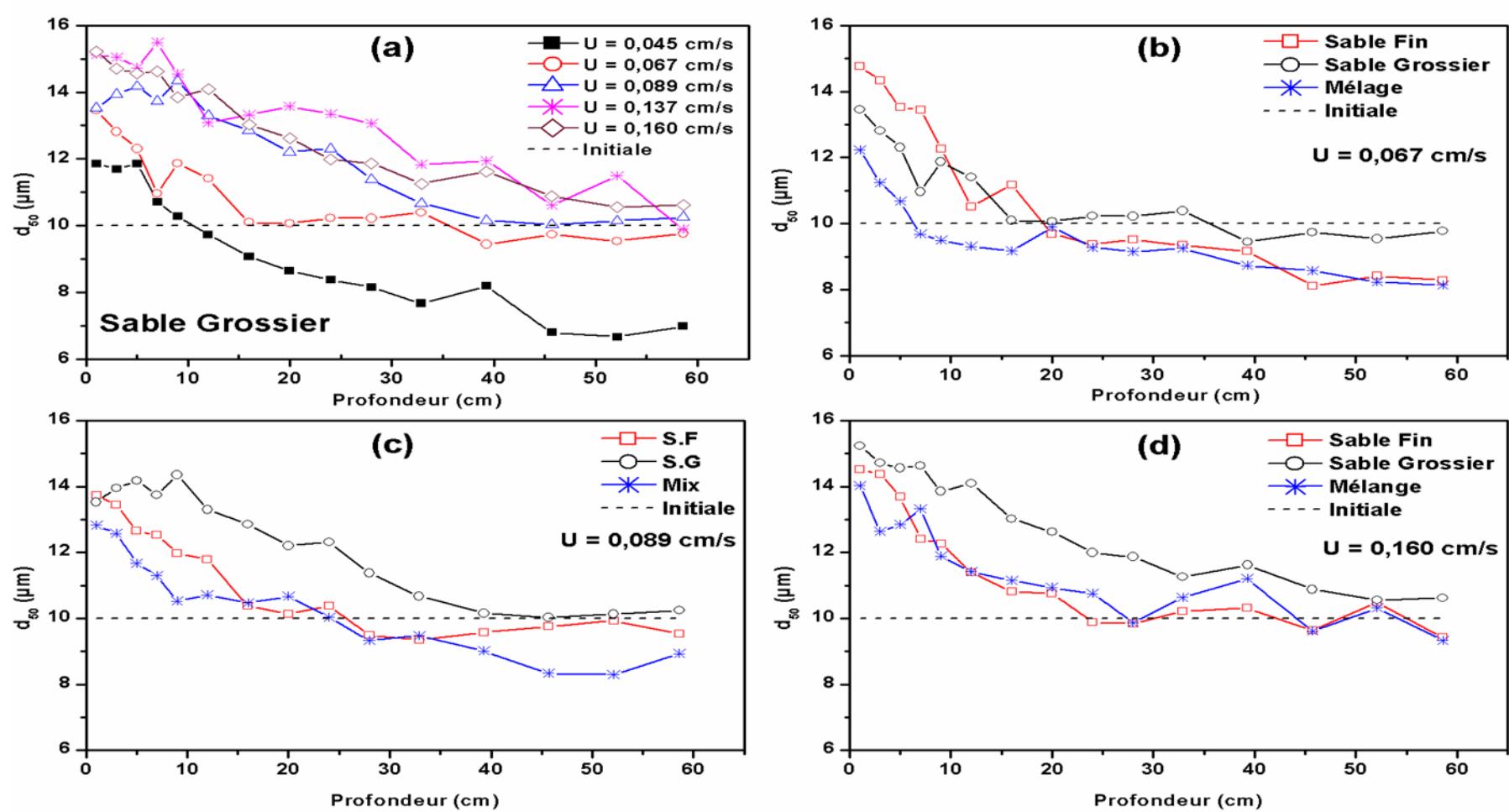


Figure III-12. Evolution du diamètre médian (d_{50}) des particules déposées dans les milieux poreux : (a) Effet de la vitesse d'écoulement dans le Sable Grossier (S.G) ; (b), (c) et (d) effets de la distribution granulométrique du milieu poreux (S.F, S.G et Mix) à différentes vitesses d'écoulement. Le diamètre médian des particules initialement injectées est représenté en pointillés

III.1.4. Conclusion

Dans cette partie, nous avons étudié les effets de la distribution granulométrique du milieu poreux et de la vitesse d'écoulement et sur le transport et le dépôt de particules en suspension. On peut résumer les principaux résultats comme suit :

- Les forces hydrodynamiques exercées par la vitesse d'écoulement contrôlent le transport et le dépôt des particules en suspension dans le milieu poreux. Une faible vitesse d'écoulement favorise la rétention des particules par le blocage mécanique et la gravité, ce qui engendre des profils de dépôt non uniformes. Les milieux poreux testés capturent toutes les tailles des particules transportées et les plus grosses particules sont retenues principalement à l'entrée. Une vitesse d'écoulement élevée entraîne les particules en suspension plus profondément dans le milieu poreux, réduisant l'hétérogénéité du profil de dépôt avec la profondeur. Les diamètres médians des particules déposées à différentes profondeurs augmentent jusqu'à devenir supérieurs ou égaux au diamètre médian des particules en suspension initialement injectés.
- La distribution granulométrique du milieu poreux contrôle également le transport et le dépôt des particules en suspension. Le Sable Mélange est plus dispersif que les deux autres milieux poreux, quel que soit le traceur utilisé (particules ou traceur dissous). Une grande distribution granulométrique génère des pores étroits améliorant la capture des particules en suspension par blocage mécanique.

Ces résultats montrent l'influence de la structure interne d'un milieu poreux et des forces hydrodynamiques sur la filtration des particules solides.

III.2. Effet de la taille et de la polydispersivité des particules injectées

Afin d'étudier les effets de la taille et de la polydispersivité des particules sur le transport et la rétention dans un milieu poreux saturé, des séries d'injections instantanées avec un traceur dissous (TD) et des particules de Latex ont été effectuées à différentes vitesses d'écoulement. Trois populations de Latex monodisperses de 3, 10 et 16 μm ainsi que différents mélanges de ces populations ont été utilisés (Cf. II.1.1.2). Une colonne en plexiglas de 32 cm de longueur et de 4,4 cm de diamètre intérieur est utilisée. La colonne est remplie de sable de la Seine sélectionné dont la taille des grains est comprise entre 630 et 800 μm avec un diamètre médian $d_{50}=715\ \mu\text{m}$. Chaque essai d'injection a été répété trois fois afin de s'assurer de la reproductivité des résultats obtenus.

III.2.1. Courbes de restitution des particules de latex

Plusieurs séries d'injections instantanées ont été réalisées en utilisant six vitesses d'écoulement allant de 0,035 à 0,200 cm/s pour chaque population de particules et pour le traceur dissous. La concentration initiale des particules utilisée dans chaque essai est de 6 g/l. La Figure III-13 présente les courbes de restitution obtenues à différentes vitesses d'écoulement pour chaque population de particules de Latex. Ces courbes sont présentées en termes de la concentration relative C_R en fonction de nombre de volume de pores (NVp) (Cf. II.2.2). Les courbes de restitution présentent la même allure : les premières particules arrivent à la sortie de la colonne après un volume injecté autour de $0,9Vp$ et un pic de courbe de restitution est observé autour de $1,3Vp$. La Figure III-13 montre que la vitesse d'écoulement n'affecte pratiquement pas le transfert des particules de Latex de 3 et 10 μm . Ce comportement peut être expliqué par le fait que la densité des particules de Latex est proche de la densité de l'eau (1,05 g/cm³). Les particules de Latex se déplacent suivant les lignes de courant de l'eau en écoulement et elles sont peu influencées par les forces de gravité et les forces d'interaction physico-chimiques (Cf. II.1.6). La capture des particules dans le milieu poreux se fait principalement par blocage mécanique et l'effet de la vitesse d'écoulement dans la capture des particules par ce mécanisme est limité. Les courbes de restitution des particules de Latex montrent une asymétrie évidente avec une trainée à la fin de la restitution pour toutes les populations et ceci quelle que soit la vitesse d'écoulement. Cette trainée peut être expliquée par le fait qu'une partie des particules transportées dans le milieu poreux subit des collisions avec les grains du milieu (Cf. Fig. III-14) sans effet d'attachement vue les

Résultats et Discussions

conditions d'interaction physico-chimiques défavorables. Suite aux collisions répétées, les particules changent de trajectoires et leur parcours est rallongé avant d'arriver jusqu'à la sortie du milieu poreux. Les chemins de transfert des particules sont donc très complexes et tortueux entraînant un retard important dans leur transfert qui se traduit par l'apparition de trainées dans les courbes de restitution.

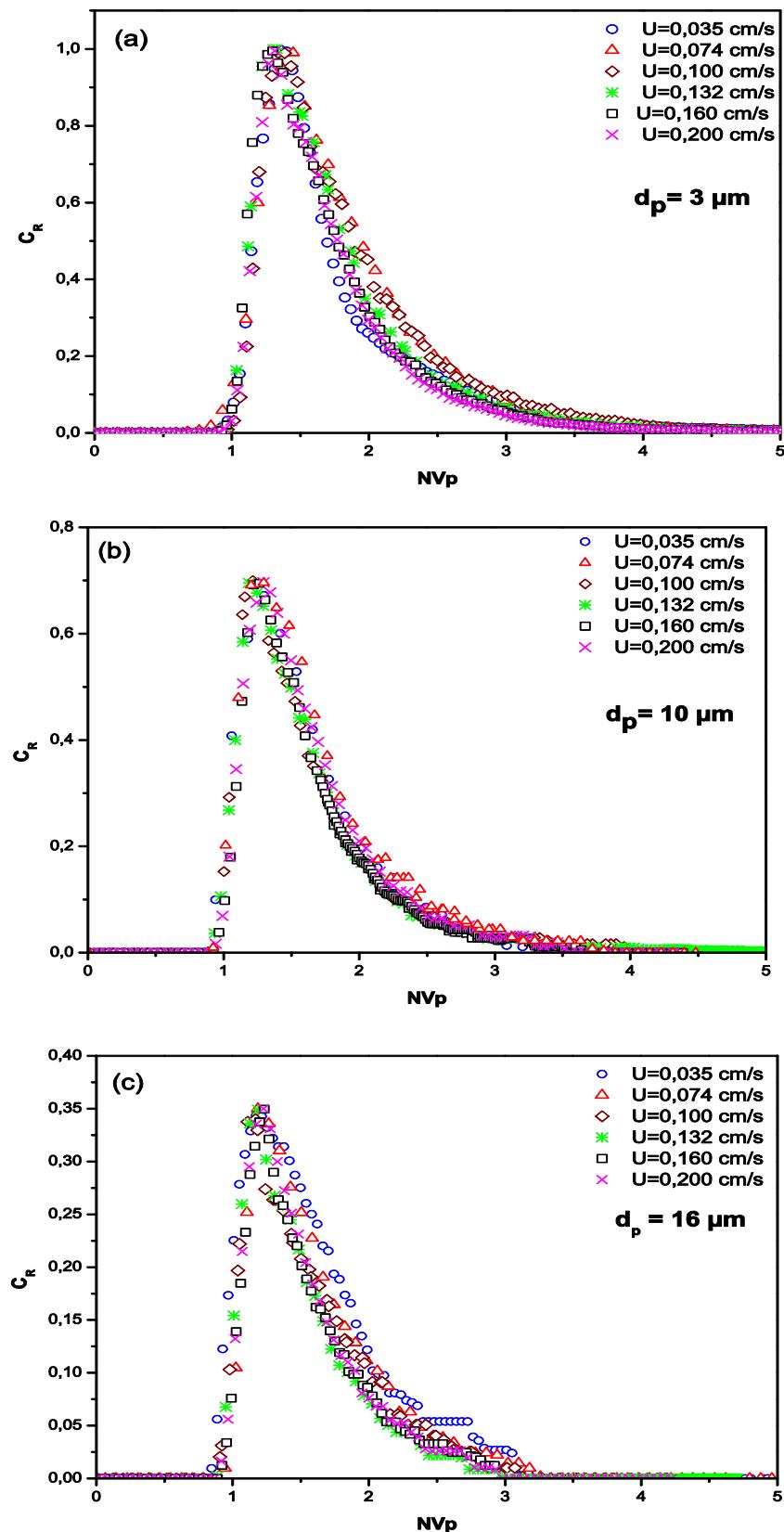


Figure III-13. Courbes de restitution des particules de Latex à différentes vitesses d'écoulement U : (a) population de particules de $3 \mu\text{m}$, (b) population de particules de $10 \mu\text{m}$, (c) population de particules de $16 \mu\text{m}$

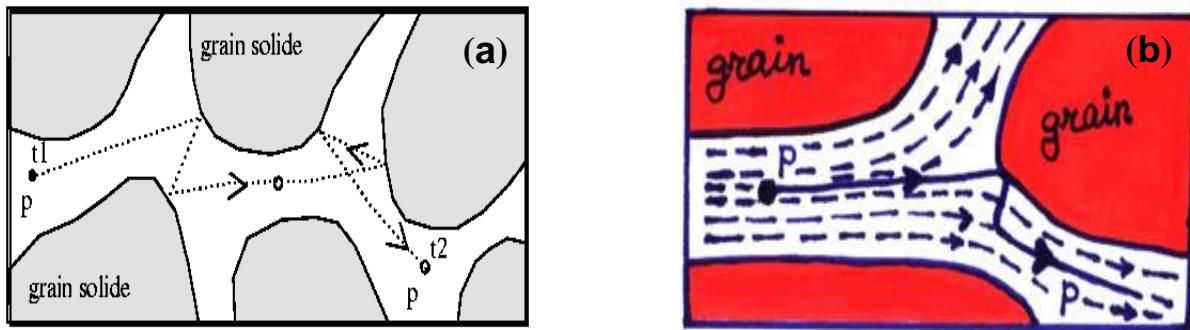


Figure III-14. Schéma de trajectoire d'une particule en transport après collisions avec les grains du milieu poreux : (a) après plusieurs collisions ; (b) comparaison avec les trajectoires de traceur dissous après une collision (D'après Wang, 2001)

III.2.2. Comportement de transport

Calage des courbes de restitution

La Figure III-15 montre l'évolution des courbes de restitution en fonction de la taille des particules pour trois vitesses d'écoulement différentes (faible, moyenne et forte). Les résultats expérimentaux sont simulés avec la solution analytique donnée par l'équation II.11 (méthode de régression parabolique (MRP)). Les courbes en ligne continue représentent les calages des courbes expérimentales par le modèle analytique. Les courbes de restitution expérimentales du traceur dissous ainsi que leurs calages sont aussi représentées. On observe que le calage des courbes de restitution expérimentales par cette méthode est satisfaisant. Le modèle mathématique avec une cinétique de dépôt de premier ordre permet de simuler correctement les courbes expérimentales de restitution.

Dans ce qui suit, l'exploitation et l'interprétation des résultats expérimentaux ainsi que la détermination des paramètres de transport sont effectuées en utilisant le modèle analytique.

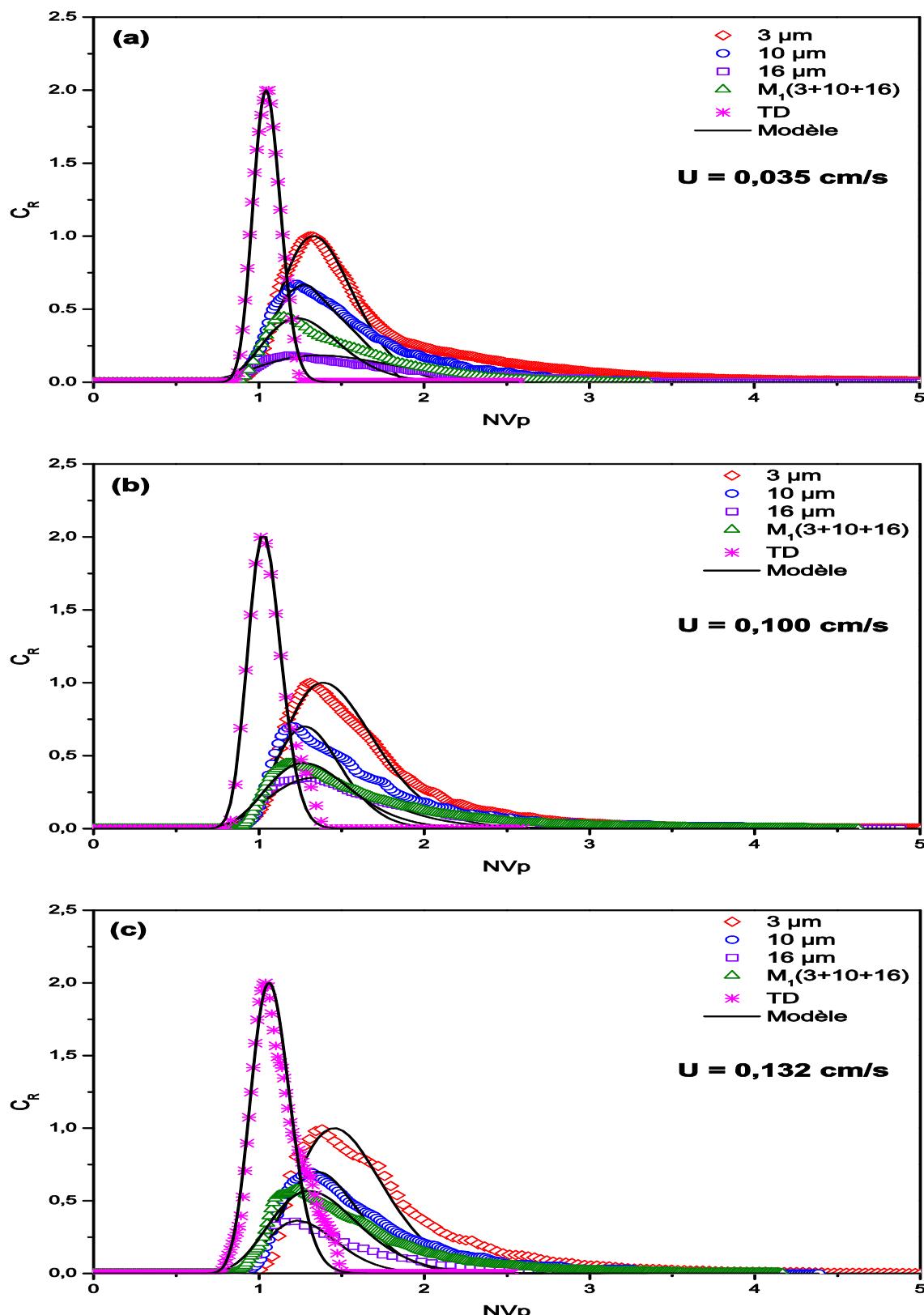


Figure III-15. Courbes de restitution des populations de particules de Latex de 3 μm , 10 μm , 16 μm et du Mélange $M_1(3+10+16)$) en fonction du nombre de volume de pores injecté. Les courbes de restitution du traceur dissous (TD) sont aussi présentées. Les simulations des courbes de restitution expérimentales sont présentées en trait continu. (a) $U = 0,035 \text{ cm/s}$, (b) $U = 0,100 \text{ cm/s}$, (c) $U = 0,132 \text{ cm/s}$

Temps de séjours

Comme il a été évoqué plus haut, pour tous les essais, les premières particules arrivent à la sortie de la colonne après un volume injecté autour de $0,9Vp$ et le pic de restitution est atteint après un volume injecté autour de $1,3Vp$. Par contre, on note que quelle que soit la vitesse d'écoulement, le temps de retour à zéro, après le pic, de la partie descendante de la courbe de restitution est plus rapide pour les populations de grosses particules injectées (Cf. Fig. III-13). Le temps de retour à zéro de la courbe de restitution pour les populations injectées 3, 10, et $16\mu\text{m}$ est autour de $4,3$, $3,6$ et $3,1Vp$, respectivement, quelle que soit la vitesse d'écoulement. Plus la taille des particules est petite plus les chemins de transfert qui peuvent être échantillonnés par ces dernières sont nombreux. Les chemins de transfert sont plus tortueux avec des possibilités de collision plus nombreuses avec les grains entraînant un rallongement des parcours et un retard plus grand de leur transit dans le milieu poreux. Par contre, les grosses particules sont exclues des petits pores et des chemins d'écoulement plus tortueux (effet d'exclusion de taille) et transitent donc plus rapidement à travers le milieu poreux quand elles ne sont pas piégées. Ce comportement a été déjà constaté dans plusieurs études antérieures (You et al., 2013 ; Bradford et al., 2003 ; Fallah et al., 2012 ; Ryan & Elimelech, 1996).

Les premières molécules du traceur dissous (TD) arrivent à la sortie de la colonne après $0,8Vp$ de temps d'injection et le pic de restitution est atteint après un volume injecté autour de $1Vp$ (Cf. Fig. III-15). La courbe de restitution revient ensuite à zéro après $1,4Vp$.

La Figure III.16 présente l'évolution du temps de séjour relatif t_r (rapport entre le temps de séjour moyen des particules de latex (t_{Latex}) et le temps de séjours moyen du traceur dissous (t_{TD})). On remarque que t_r est toujours supérieur à 1. Globalement, pour toutes les populations monodisperses et tous les mélanges, le temps de séjour relatif t_r est compris entre 1,5 et 2,2. Cependant, les résultats ne permettent pas de délimiter de manière claire l'effet de la vitesse d'écoulement sur le temps de séjour relatif. Le retard de transfert des particules par rapport au traceur dissous s'explique, comme il a été décrit plus haut, par les collisions entre les particules et les grains qui complexifient et rallongent les chemins parcourus par les particules avant d'arriver jusqu'à la sortie du milieu poreux (Fig. III-14). Globalement, on retrouve l'effet de la taille sur le temps de séjour relatif t_r des particules dans le milieu poreux. En effet, on constate qu'à une même vitesse d'écoulement, t_r augmente quand la taille des particules injectées diminue.

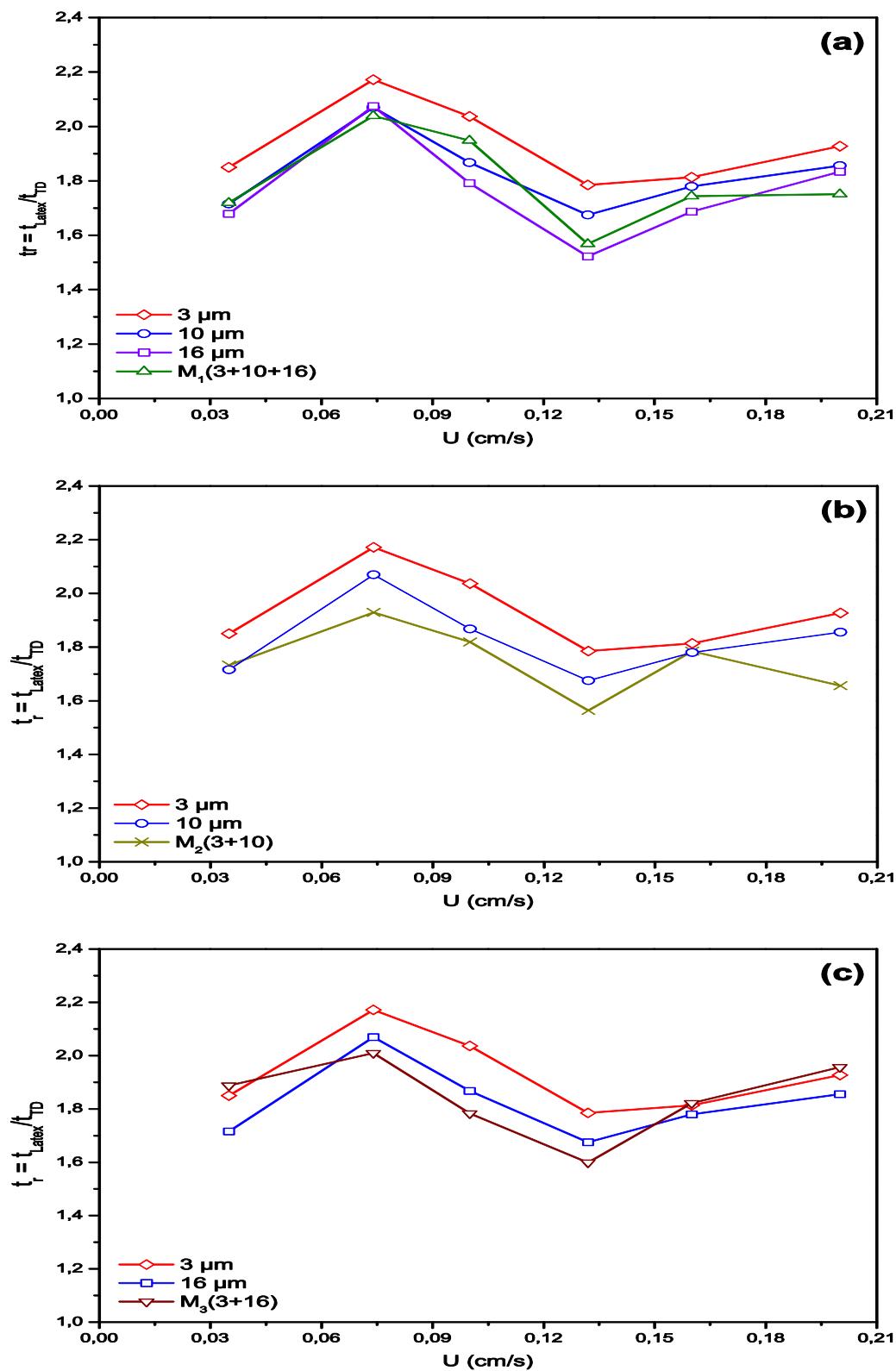


Figure III-16. Evolution du temps de séjour relatif t_r en fonction de la vitesse d'écoulement pour les différentes populations de particules de Latex testées. (a) populations 3, 10, 16 μm et le mélange M₁ (3+10+16), (b) populations 3, 10 μm et le mélange M₂ (3+10), (c) populations 3, 16 μm et le mélange M₃ (3+16)

Coefficient de dispersion hydrodynamique

Le calage des courbes de restitution expérimentales par le modèle analytique permet de déterminer le coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale D_L . La Figure III-17 présente l'évolution du coefficient D_L pour les différentes populations de Latex et pour le traceur dissous en fonction de la vitesse moyenne de pores U_p . Pour une population de particules donnée, les résultats montrent que le coefficient D_L augmente avec la vitesse moyenne de pores selon une loi de puissance ($D_L = \alpha_L U_p^m$). α_L est la dispersivité longitudinale et m est un coefficient de puissance empirique. Dans notre étude, m varie entre 0,58 et 0,65 avec une valeur moyenne de 0,62 pour les particules de latex monodisperses. Une relation linéaire entre D_L et U_p est obtenue pour le traceur dissous. Pour les mélanges de particules, le coefficient m varie entre 0,74 et 1,05. Dans la plage des vitesses testées, le coefficient D_L du traceur dissous est 1,5 à 3,5 fois inférieur à celui des particules de Latex. Ce comportement peut-être aussi lié aux multiples collisions subies par les particules dans leur transit et qui augmentent leur dispersion dans le milieu. L'effet de la taille est clairement mis en évidence sur la Figure III-17a où on note qu'à une même vitesse d'écoulement, D_L diminue lorsque la taille des particules augmente pour les populations monodisperses. Ce résultat a été aussi constaté par d'autres auteurs (James & Chrysikopoulos, 2003 ; Bennacer et al., 2013 ; Chrysikopoulos & Syngouna, 2014). Comme il a été explicité dans le paragraphe précédent, les grosses particules sont exclues des petits pores et d'un certain nombre de chemins très tortueux et sélectionnent les pores où les vitesses d'écoulement interstitielles sont plus favorables pour leur transport jusqu'à la sortie du milieu poreux. Durant leur transit, les grosses particules restent au centre des pores et suivent les parcours les moins tortueux. Ainsi elles sont moins dispersées que les plus petites particules.

La Figure III-17 montre que les coefficients D_L des mélanges sont légèrement supérieurs aux D_L des populations monodisperses qui les constituent, surtout pour les plus grandes vitesses d'écoulement. En effet une plus large distribution de tailles granulométriques des particules favorise leur dispersion. L'effet de la polydispersivité sur le coefficient de dispersion a déjà été observé pour les particules de Kaolinite étudiées (Cf. § III.1.2.1) où des valeurs du coefficient m variant entre 0,92 et 1,16 ont été obtenues. Les valeurs du coefficient de puissance m sont proches de ceux cités dans les littératures. Ainsi, Ahfir et al. (2009) ont obtenu un coefficient m entre 0,75 et 0,9 pour des particules de limon de distribution granulométrique entre 2 et 15 μm . Bennacer et al. (2013) ont trouvé un coefficient m entre 0,9

et 1,53 pour des particules polydispersées de limon de distribution granulométrique entre 2 et 22 μm .

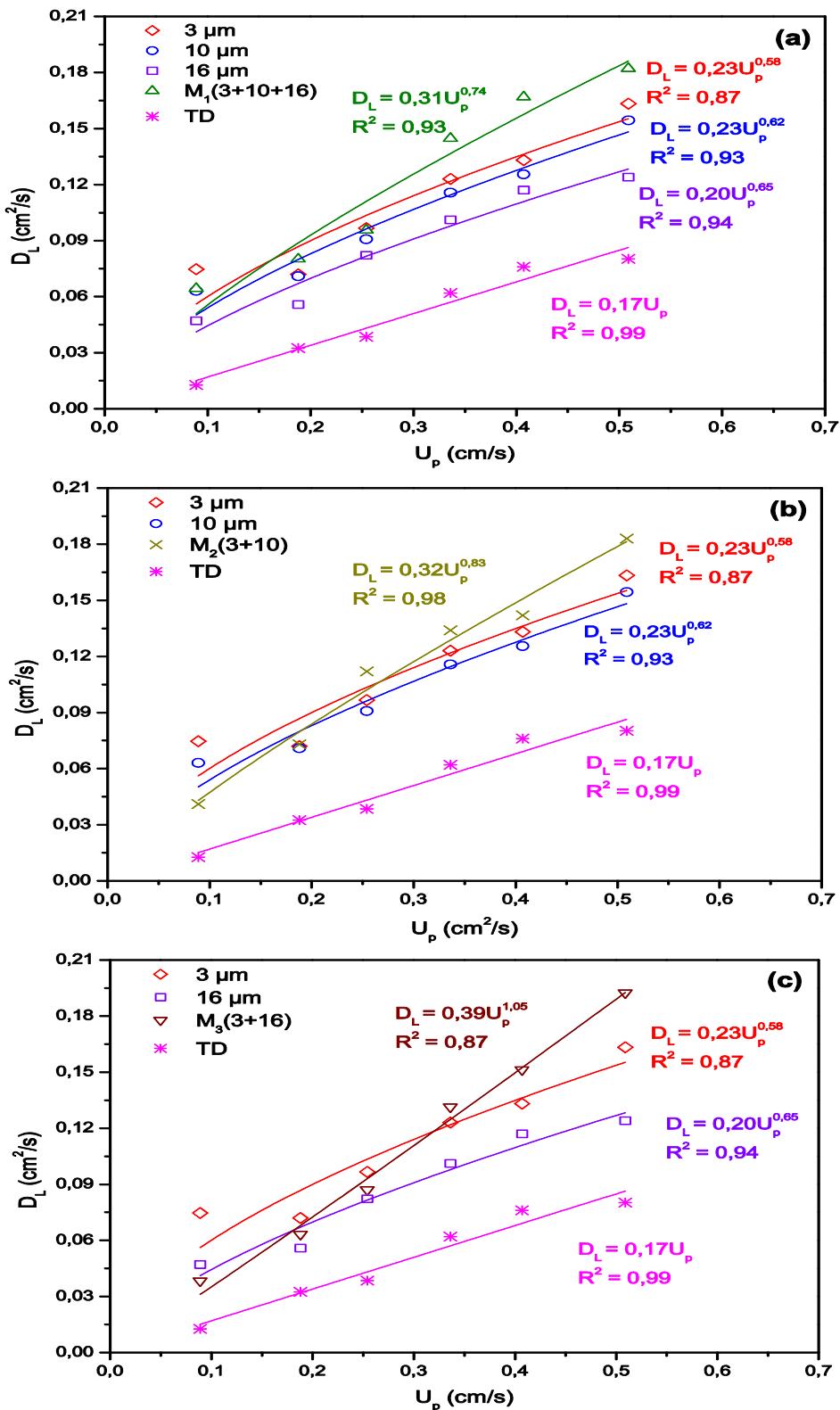


Figure III-17. Evolution du coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinal D_L en fonction de la vitesse moyenne de pores U_p pour toutes les populations de particules de latex testées. L'évolution de D_L du traceur dissous (TD) est aussi représentée. (a) populations 3, 10, 16 μm et le mélange M₁ (3+10+16), (b) populations 3, 10 μm et le mélange M₂ (3+10), (c) populations 3, 16 μm et le mélange M₃ (3+16)

Taux de restitution (R)

Le taux de restitution est calculé à partir de la courbe de restitution en utilisant l'équation *III-1* (Cf. *III.1.1.2*). La Figure *III-18* présente l'évolution du taux de restitution $R(\%)$ en fonction de la vitesse d'écoulement U (cm/s) pour toutes les populations testées. On remarque que le taux de restitution varie très peu avec la vitesse d'écoulement. A cause de leur densité proche de celle de l'eau, l'effet de la gravité est négligeable et le blocage mécanique est le mécanisme dominant dans la rétention des particules. Or la rétention par blocage mécanique est conditionnée principalement par le rapport géométrique entre le diamètre des particules en transit d_p et le diamètre des grains constitutants le milieu poreux d_g . L'effet de la vitesse d'écoulement sur la rétention par blocage mécanique est limité même si certains auteurs (Bradford et al., 2007) ont montré que la vitesse peut influencer la rétention par ce mécanisme. Pour une vitesse d'écoulement donnée, le taux de restitution augmente lorsque la taille des particules diminue. Ce résultat confirme que la taille des particules transportées est un paramètre important dans leur transport et dépôt dans le milieu poreux. Des études dédiées aux mécanismes de capture ont défini des valeurs limites du rapport entre le diamètre des particules en transit d_p et le diamètre du grain constituant le milieu poreux d_g à partir desquelles le blocage mécanique devient le mécanisme dominant dans le piégeage des particules dans les pores. Bradford et al. (2002, 2003) et Xu et al. (2006) ont proposé des valeurs du rapport d_p/d_g de 0,003 et 0,008, respectivement. Des travaux plus récents ont montré que le blocage mécanique peut jouer un rôle significatif dans la rétention des particules même pour des valeurs de d_p/d_g beaucoup plus faibles. Ainsi, Raychoudhury et al. (2014) et Tosco & Sethi (2010) ont montré que l'agrégation des particules amplifie le blocage mécanique et ont proposé des valeurs limites de d_p/d_g de 0,0002 et 0,0001 respectivement. Dans le cadre de notre étude, les particules monodisperses de Latex utilisées ont un diamètre de 3, 10 et 16 μm et le diamètre médian des grains du milieu poreux est de 715 μm . Le rapport d_p/d_g pour ces trois populations de particules est de 0,004, 0,014 et 0,022, respectivement. Ces valeurs sont supérieures à la valeur limite proposée par Bradford et al. (2003) et sont très largement supérieures aux valeurs limites proposées par Raychoudhury et al. (2014) et Tosco & Sethi (2010). L'effet de la gravité étant négligeable pour ces particules à cause de leur densité très proche de celle de l'eau, le blocage mécanique est par conséquent le mécanisme de capture principal dans cette étude. Pour la population mélange $M_1(3+10+16)$ (Fig. *III-18a*), on constate que quelle que soit la vitesse d'écoulement le taux de restitution du mélange est inférieur à celui des populations monodisperses de particules 3 et 10 μm . Il est par contre

Résultats et Discussions

légèrement supérieur au taux de restitution de la population 16 μm . Malgré le grand nombre des particules de 3 et 10 μm dans le mélange par rapport au nombre de particules de 16 μm , il semble que le comportement de transport du mélange est dominé par les grosses particules de 16 μm . On pense en effet que la rétention des grosses particules améliore le blocage des plus petites, ce qui entraîne un taux de restitution du mélange inférieur à celui des populations de 3 et 10 μm injectées seules. Ce résultat rejoint ceux obtenus par Brow et al. (2005) et Xu & Saiers (2009) qui ont montré que les grosses particules ont tendance à se déposer à l'accès des pores réduisant la taille des pores, ce qui permet d'améliorer la rétention des petites particules. Les Figures III-18b et c montrent les comparaisons des taux de restitution des mélanges $M_2(3+10)$ et $M_3(3+16)$ et des populations monodisperses 3 μm , 10 μm et 16 μm qui les composent. Pour chacun des deux mélanges, le taux de restitution est supérieur à celui de la population de grosses particules qui entre dans sa composition (10 μm pour le mélange M_2 et 16 μm pour le mélange M_3). Pour ces deux mélanges, le taux de restitution est proche de celui de la population 3 μm tout en lui restant inférieur. Ce comportement est lié au nombre très important des particules de 3 μm dans les deux mélanges dominant ainsi leur comportement de transport.

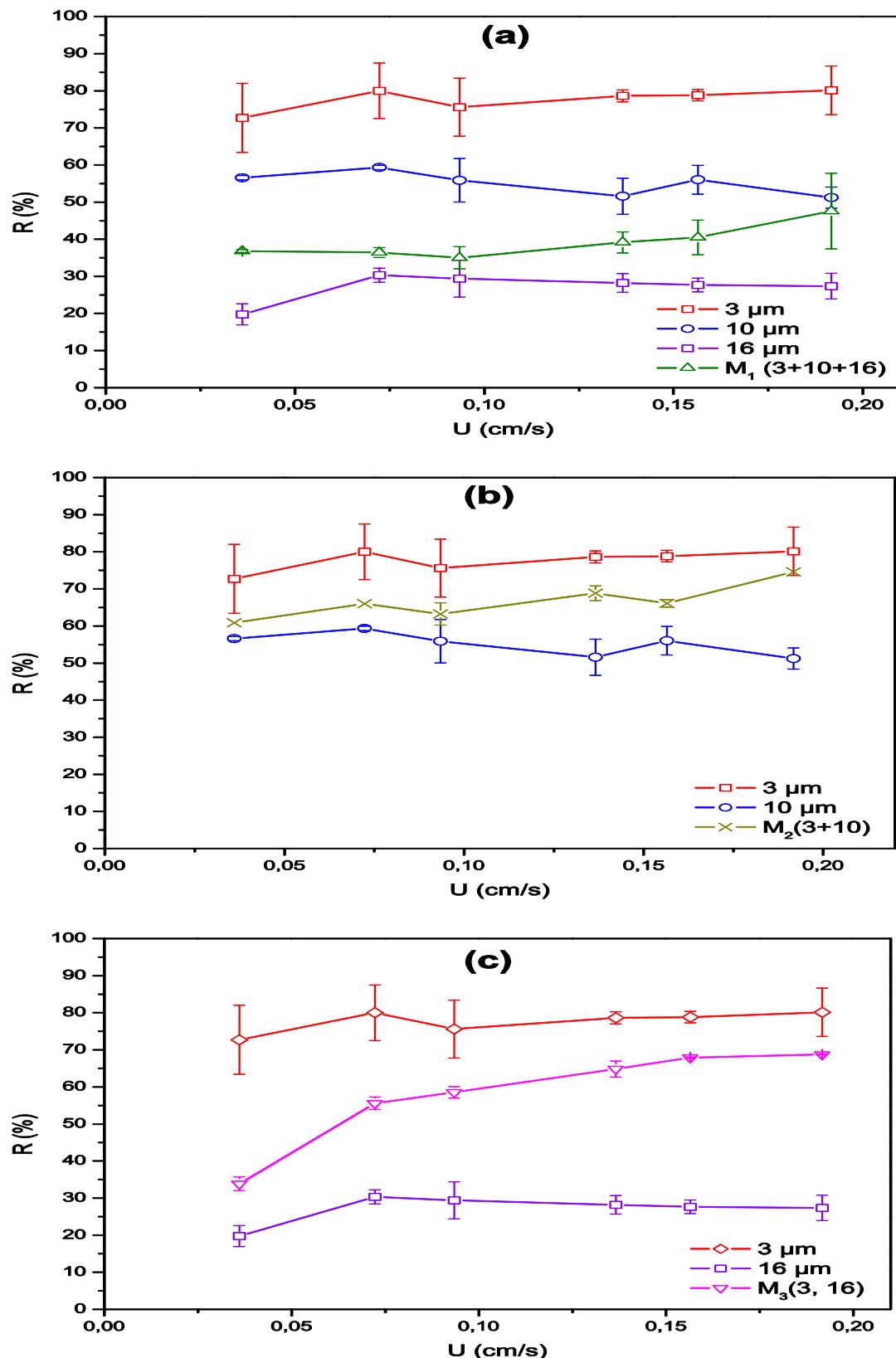


Figure III-18. Taux de restitution R des particules de Latex en fonction de la vitesse d'écoulement U : (a) populations 3, 10, 16 μm et le mélange M1 (3+10+16) ; (b) populations 3, 10 μm et le mélange M2 (3+10) et (c) populations 3, 16 μm et le mélange M3 (3+16)

III.2.3. Comparaison des taux de restitution des populations monodisperses injectées seules et dans le mélange

La Figure III-19 présente les taux de restitution des populations de particules 3, 10 et 16 μm dans le mélange $M_1(3+10+16)$ pour toutes les vitesses d'écoulement testées. Le taux de restitution de chacune des trois populations monodisperses injectées seules est aussi représenté. L'effet du mélange sur la restitution des populations monodisperses qui le composent est perceptible surtout pour la population de 3 μm . En effet le taux de restitution des particules 3 μm dans le mélange est toujours inférieur à celui obtenu dans les injections de cette population seule. Lorsque la population de particules 3 μm est injectée toute seule, le taux de restitution est autour de 78 %, ce taux de restitution chute à une valeur autour de 42 % lorsqu'elle est injectée dans le mélange. Pour les populations de 10 et 16 μm , une légère amélioration des restitutions dans le mélange par rapport aux injections de ces populations seules est observée. Dans le cas du mélange $M_1(3+10+16)$, le dépôt des grosses particules de 10 et 16 μm dans les pores qui pouvaient être accessibles aux particules de 3 μm réduit la taille de ces pores. Cela a pour effet de favoriser la rétention des petites particules de 3 μm par blocage mécanique. Par ailleurs, dans le cas des populations 10 et 16 μm , on suppose que la rétention des particules 3 μm a épuisé la capacité du milieu poreux à retenir les autres tailles, vu le nombre de particules de 3 μm dans le Mélange très important par rapport aux nombres de particules de 10 et 16 μm (37 et 150 fois, respectivement). La forte amélioration de dépôt des particules de 3 μm a saturé les sites de rétention possibles dans le milieu. Ce comportement a été constaté par Xu & Saiers (2009) et Brow et al. (2005). Ce résultat montre clairement l'effet de la polydispersivité des particules injectées sur leur transport et rétention dans le milieu poreux.

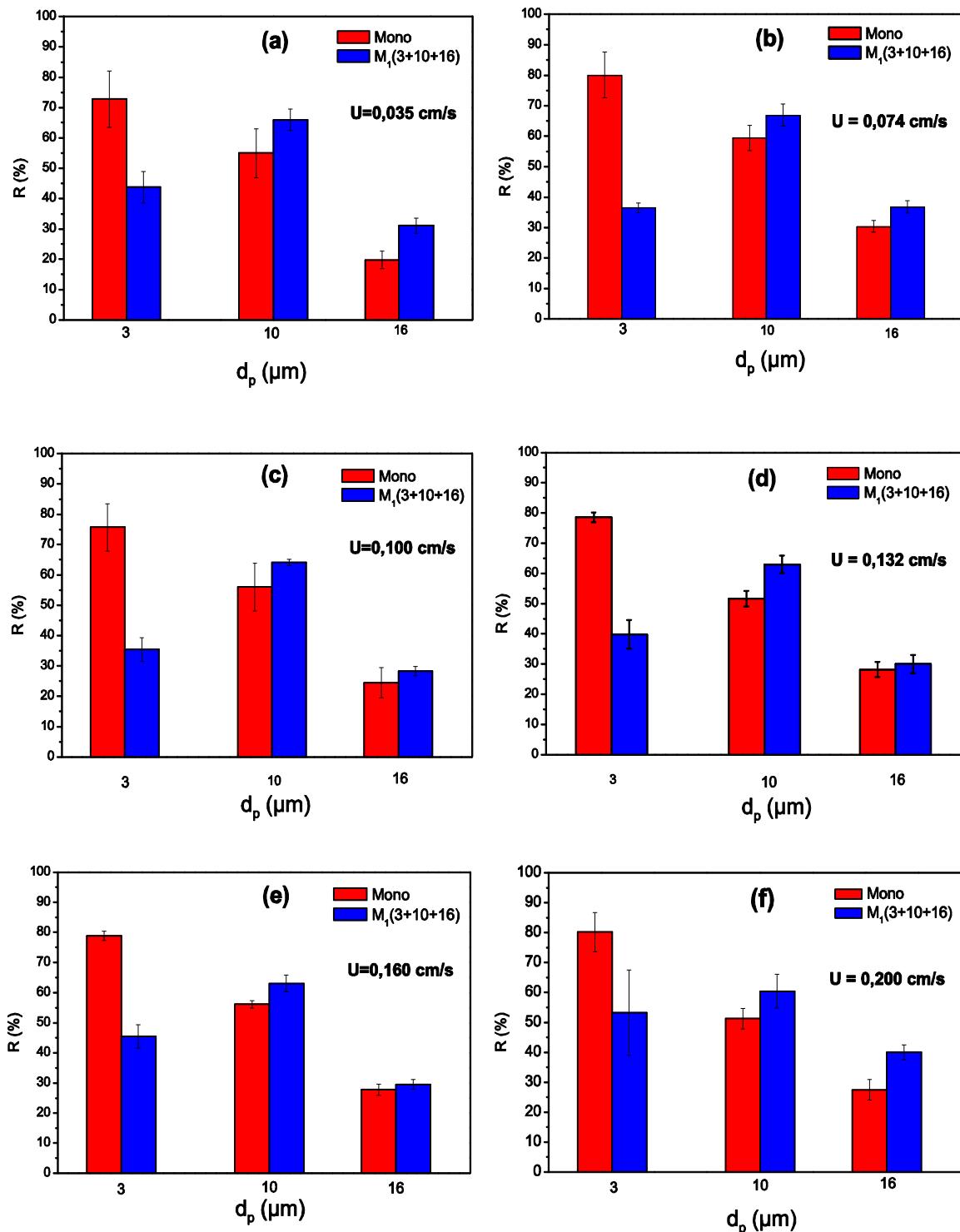


Figure III-19. Répartition des taux de restitution des particules de Latex pour toutes les vitesses d'écoulement testées. Comparaison des taux de restitution des populations monodisperses de latex injectées seules (histogrammes en rouge) avec les taux de restitution des différentes populations dans le mélange (histogrammes en bleu)

III.2.4. Cinétique de dépôt

Effets hydrodynamiques

Le coefficient cinétique de dépôt K_{dep} est déterminé à partir du calage des courbes de restitution en utilisant le modèle analytique (éq.II.21). La Figure III-20 présente l'évolution de K_{dep} en fonction de la vitesse d'écoulement pour les différentes populations monodisperses et les mélanges utilisées. Les résultats montrent que le coefficient cinétique de dépôt augmente avec la vitesse d'écoulement. Cette évolution peut être représentée par une loi de puissance ($K_{dep} = \alpha \cdot U^n$). Cette évolution a été déjà été observée pour les particules de kaolinite qui ont fait l'objet du chapitre III.1 où un coefficient empirique n entre 0,31 et 0,49 a été obtenu. D'autres auteurs ont proposé une évolution similaire. Masséi et al., (2002) ont proposé une valeur de 0,7 pour les particules de limon ; Kretzschmar et al. (1997) ont trouvé une valeur de 0,31 pour les particules de latex et Bennacer et al. (2013) ont proposé des valeurs entre 0,25 et 0,66 pour les particules de limon.

Les valeurs du coefficient de puissance n pour les particules de Latex dans notre étude varient entre 0,77 et 1,18. Ces valeurs sont supérieures aux valeurs citées dans la littérature. Cependant, on remarque que ces valeurs sont globalement proches de 1 signifiant que l'évolution du coefficient cinétique de dépôt avec la vitesse d'écoulement peut être approchée par une relation linéaire $K_{dep} = \alpha \cdot U$.

Pour une même vitesse d'écoulement, le coefficient cinétique de dépôt du mélange est toujours compris entre les coefficients cinétiques de dépôt de la population la plus fine et la population la plus grossière qui le composent. Notons que le coefficient cinétique de dépôt du mélange $M_3(3+16)$ est pratiquement égal à celui de la population 3 μm . Ce résultat s'explique par le nombre très important des particules de 3 μm dans le mélange comparé à celui des particules de 16 μm . Le comportement du mélange est par conséquent dominé par le comportement des particules de 3 μm .

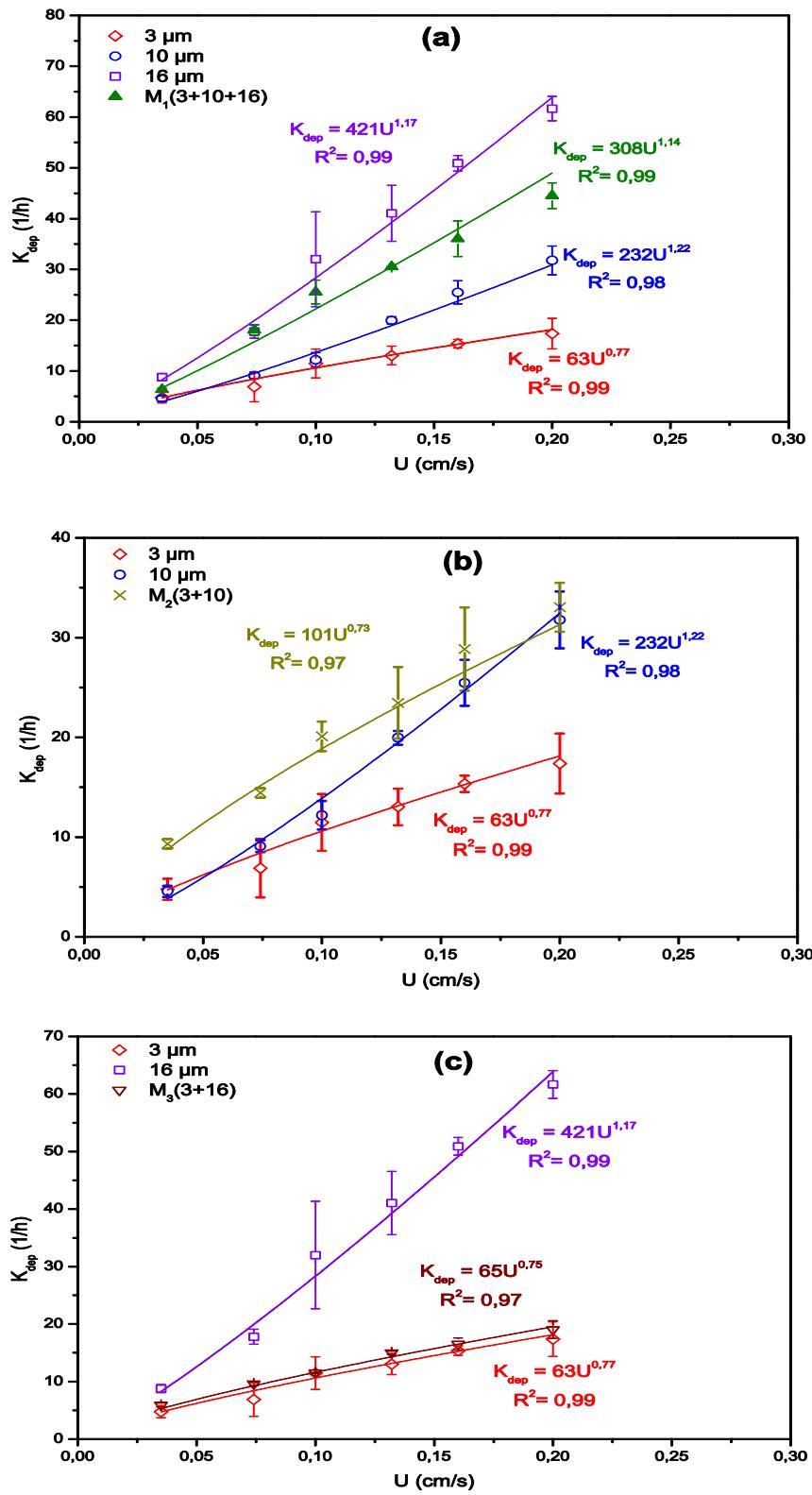


Figure III-20. Evolution du coefficient cinétique de dépôt K_{dep} en fonction de la vitesse d'écoulement U pour toutes les populations de particules de latex testées : (a) population de particules de 3, 10, 16 μm et le mélange M₁ (3+10+16), (b) populations de particules de 3, 10 μm et le mélange M₂ (3+10) et (c) populations de particules de 3, 16 μm et le mélange M₃ (3+16)

Effet de la taille des particules

L'évolution du coefficient cinétique de dépôt K_{dep} en fonction du rapport d_p/d_g est donnée sur la Figure III-21 pour différentes vitesses d'écoulement. Pour chacun des mélanges, un diamètre équivalent d_p qui correspond au diamètre moyen pondéré en masse est considéré. Les diamètres équivalents pour les mélanges $M_1(3+10+16)$, $M_2(3+10)$ et $M_3(3+16)$ sont respectivement 9,7 μm , 6,5 μm et 9,5 μm . La Figure III-21 montre que pour une même vitesse d'écoulement, le coefficient cinétique de dépôt croît avec la taille des particules. Ce résultat était prévisible dans la mesure où la rétention dans nos essais est dominée par le mécanisme de blocage mécanique dont l'effet augmente avec la taille des particules. Une évolution linéaire de K_{dep} avec la taille des particules en suspension peut être considérée ($K_{dep}=\alpha(d_p/d_g)$). Certains auteurs (Bradford et al., 2003 ; Bradford et al., 2007) ont proposé des relations empiriques de type puissance ($K_{str}=\alpha(d_p/d_g)^n$) pour exprimer le coefficient de blocage mécanique (K_{str}) en fonction du rapport d_p/d_g . D'autres auteurs (Xu et al., 2006 ; Raychoudhury et al., 2014 ; Porubcan & Xu, 2011) ont proposé une relation linéaire entre K_{str} et d_p/d_g . Dans notre étude le coefficient α évolue linéairement avec la vitesse d'écoulement ($\alpha=12295U$).

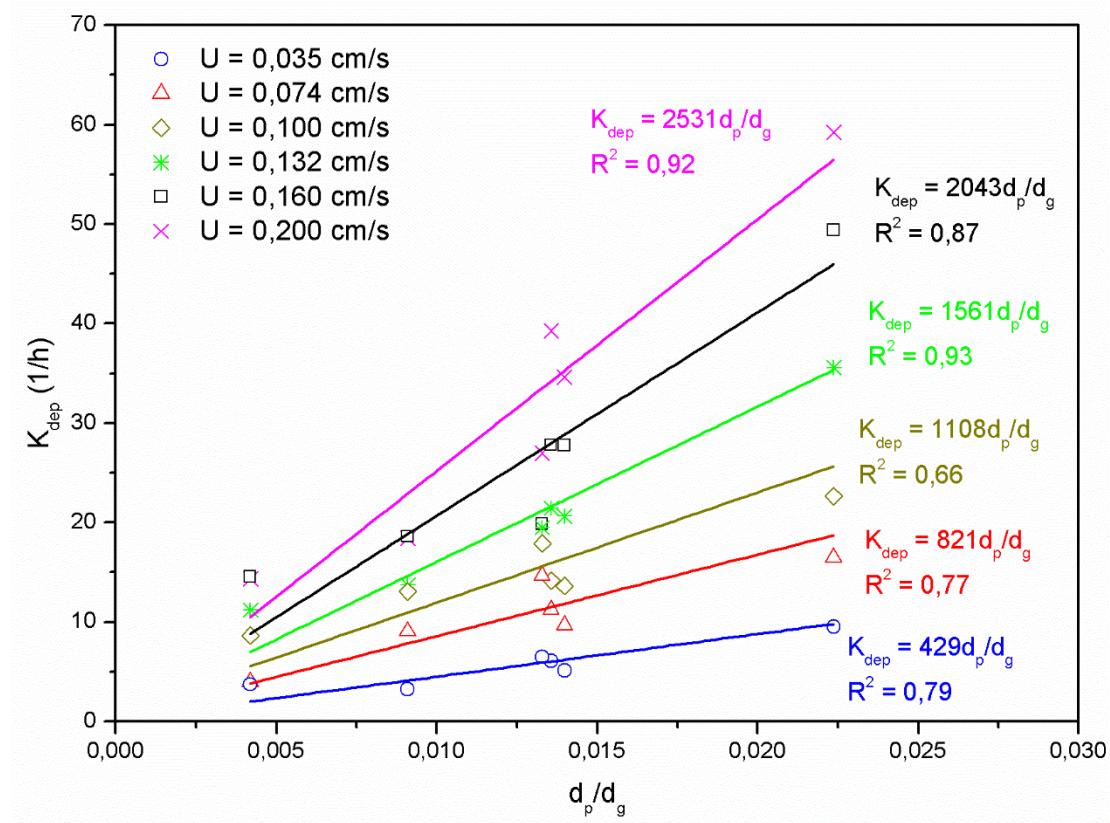


Figure III-21. Evolution du coefficient cinétique de dépôt K_{dep} en fonction de d_p/d_g

Résultats et Discussions

Une synthèse des résultats sur les effets simultanés de la vitesse d'écoulement U [cm/s] et du rapport d_p/d_g sur le coefficient cinétique de dépôt est illustrée sur la Figure III-22. Une relation globale rendant compte de l'effet de la taille et de la vitesse d'écoulement sur le coefficient cinétique de dépôt peut être retenue :

$$K_{dep} = 3,41 \frac{d_p}{d_g} U \quad (III.2)$$

Notons que cette évolution de K_{dep} est similaire à celle proposée par Foppen et al. (2005) qui ont utilisé dans leur étude une seule taille de particules, plusieurs milieux poreux et plusieurs vitesses d'écoulement.

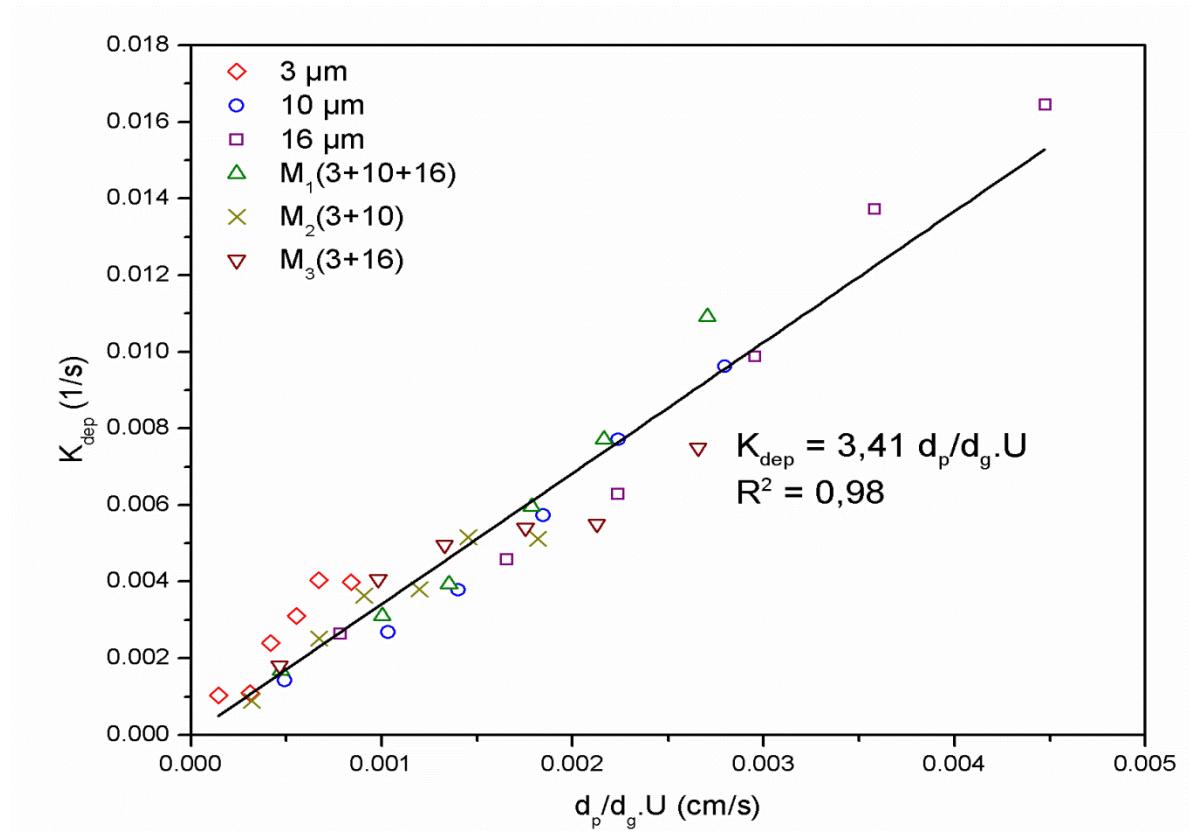


Figure III-22. Evolution du coefficient cinétique de dépôt K_{dep} en fonction de $d_p/d_g \cdot U$

III.2.5. Conclusion

Dans cette partie, les investigations sur les effets hydrodynamiques, de la taille et de la polydispersivité des particules de Latex injectées sur leur transport et dépôt sont abordées. Les résultats de ces investigations sont résumés comme suit :

Le temps de séjour des particules de Latex dans le milieu poreux est largement supérieur à celui du traceur dissous (jusqu'à deux fois supérieurs). Le temps de séjour des particules augmente quand leur taille diminue. Le coefficient de dispersion longitudinale D_L croît suivant une loi puissance avec la vitesse d'écoulement. Le coefficient D_L du traceur dissous est inférieur à celui des particules de Latex. Aussi, le coefficient D_L diminue lorsque la taille des particules augmente pour les populations monodisperses. Les coefficients D_L des mélanges sont légèrement supérieurs à ceux des populations monodisperses, surtout pour les plus grandes vitesses d'écoulement. Une large distribution de tailles granulométriques des particules favorise leur dispersion.

Le coefficient cinétique de dépôt K_{dep} croît avec la vitesse d'écoulement et une relation linéaire peut être considérée. Pour une même vitesse d'écoulement, le coefficient K_{dep} du mélange est toujours compris entre les coefficients K_{dep} de la population la plus fine et la population la plus grossière qui le composent. La taille des particules joue un rôle essentiel dans leur transport et dépôt. Le coefficient cinétique de dépôt croît linéairement avec la taille des particules. Une relation globale rendant compte de l'effet de la taille et de la vitesse d'écoulement sur le coefficient K_{dep} est proposée.

Un effet mélange est observé sur le comportement de transport et dépôt des populations monodisperses qui le composent. La rétention de petites particules est améliorée en présence des grosses particules. Le dépôt des grosses particules dans les pores qui pouvaient être accessibles aux petites particules favorise la capture de ces dernières par blocage mécanique.

Conclusion Générale et Perspectives

Conclusion générale

Les particules naturelles ou synthétiques peuvent être transportées dans les eaux souterraines et constituer ainsi une menace pour l'environnement et la santé humaine. Les phénomènes de transfert de matières dans les sols ont suscité l'intérêt des chercheurs depuis plusieurs décennies. Les applications sont nombreuses dans le domaine de l'environnement (transfert de contaminants dans les aquifères), du génie civil (érosion interne et colmatage des filtres), et du domaine pétrolier (colmatage des puits pétroliers lors de la récupération d'hydrocarbures par injection d'eau).

L'étude menée dans la cadre de cette thèse a porté sur l'influence de la granulométrie du milieu poreux, des effets hydrodynamiques, de la taille et de la polydispersivité des particules en suspension dans les processus de transport et de rétention. A cet effet, des études expérimentales sur des colonnes de laboratoire ont été réalisées. Un traceur dissous (Fluorescéine) et plusieurs traceurs particulaires (particules naturelles de kaolinite sélectionnées et particules synthétique de latex) ont été étudiés. Plusieurs vitesses d'écoulement ont été explorées. Deux techniques de traçage ont été employées : injection continue et injection instantanée. Pour étudier l'effet de la distribution granulométrique des grains du milieu poreux ; deux sables de granulométrie serrées et un troisième sable constitué du mélange des deux premiers sont utilisés. Le suivi granulométrique dans le temps des particules transportées et dans l'espace des particules en suspension déposées a été réalisé. Les paramètres caractérisant le transport et le dépôt des particules en suspension sont déterminés en utilisant la solution analytique de l'équation convection-dispersion avec une cinétique de dépôt de premier ordre.

Les résultats des traçages avec les particules de kaolinite ont montré que la vitesse d'écoulement contrôle le transport et le dépôt des particules en suspension dans les milieux poreux. Une faible vitesse d'écoulement favorise la rétention des particules dès l'entrée du milieu par le blocage mécanique et la gravité, ce qui engendre des profils de dépôt non uniformes. Les milieux poreux testés capturent toutes les tailles des particules transportées et les plus grosses particules sont retenues principalement à l'entrée. Une vitesse d'écoulement élevée entraîne les particules en suspension plus profondément dans le milieu poreux, réduisant ainsi l'hétérogénéité du profil de rétention avec la profondeur. Au début des injections, les grosses particules sont transportées plus rapidement que les petites. Les diamètres médians des particules déposées à une profondeur donnée augmentent avec la

vitesse d'écoulement jusqu'à devenir supérieurs ou égaux au diamètre médian des particules de kaolinite initialement injectés.

La distribution granulométrique du milieu poreux contrôle également le transport et le dépôt des particules en suspension. Le sable de granulométrie plus étalée est plus dispersif que les deux autres sables de granulométries serrées, quel que soit le traceur utilisé (particules de kaolinite ou traceur dissous). De plus, une granulométrie étalée favorise la rétention des particules en suspension quelles que soient les conditions hydrodynamiques ; la cinétique de dépôt des particules est plus importante. Une distribution granulométrique étalée génère des pores étroits améliorant la capture des particules en suspension par blocage mécanique.

Les résultats des investigations sur les effets hydrodynamiques, les effets de la taille et de la polydispersivité des particules de Latex injectées sur leur transport et dépôt sont résumés comme suit :

Le temps de séjour des particules de Latex dans le milieu poreux est largement supérieur à celui du traceur dissous. Le temps de séjour des particules augmente quand leur taille diminue. Le coefficient de dispersion longitudinale des particules croît suivant une loi puissance avec la vitesse d'écoulement et il diminue lorsque la taille des particules augmente. La population polydisperse génère une dispersion hydrodynamique légèrement supérieure à celles des populations monodispersées.

Le coefficient cinétique de dépôt croît quasi-linéairement avec la vitesse d'écoulement. Pour une même vitesse d'écoulement, le coefficient cinétique de dépôt du mélange est toujours compris entre les coefficients cinétique de dépôt de la population la plus fine et la population la plus grossière qui le composent. Le coefficient cinétique de dépôt croît linéairement avec la taille des particules. Une relation globale rendant compte de l'effet de la taille et de la vitesse d'écoulement sur le coefficient cinétique de dépôt est proposée.

Un effet « mélange » est observé sur le comportement de transport et dépôt des populations monodispersées qui le composent. La rétention de petites particules est améliorée en présence des grosses particules. Le dépôt des grosses particules dans les pores qui pouvaient être accessibles aux petites particules favorise la capture de ces dernières par blocage mécanique. Par ailleurs, la forte amélioration de dépôt des particules fines sature les sites de rétention possibles dans le milieu poreux réduisant ainsi la capture des grosses particules.

Les résultats rapportés dans le présent manuscrit montrent l'influence de la structure interne d'un milieu poreux, des conditions hydrodynamiques, de la taille et de la polydispersivité des particules sur leur transport et dépôt dans un milieu poreux saturé.

Perspectives

Pour pouvoir maîtriser les mécanismes associés aux phénomènes de transport, dépôt et détachement des particules dans les milieux poreux, de nombreuses recherches doivent être poursuivies. En perspectives à ce travail de thèse, certains aspects peuvent être développés, notamment :

- a) Etudier l'effet de la densité des particules transportées.
- b) Etudier les effets des états de surface (rugosité) et de la forme des grains du milieu poreux sur le blocage mécanique.
- c) Développer des modèles expérimentaux bidimensionnels pour se rapprocher des conditions réelles de transferts dans les milieux naturels.
- d) Etudier la sensibilité du transport et dépôt dans des conditions physico-chimiques variées du fluide porteur (Force ionique et pH).

Bibliographies

- Abbaszadegan, B. Y. M., Lechevallier, M., & Gerba, C. (2003). Occurrence of Viruses in adsorption, zero-order production and firstorder decay, *J. Hydrol.* 49, 213–233.
- Ahfir, N. D., Benamar, A., Alem, A., & Wang, H. Q. (2009). Influence of internal structure and medium length on transport and deposition of suspended particles: A laboratory study. *Transport in Porous Media*, 76(2), 289–307.
- Ahfir, N.-D., Wang, H. Q., Benamar, A., Alem, A., Massei, N., & Dupont, J.-P. (2007). Transport and deposition of suspended particles in saturated porous media: hydrodynamic effect. *Hydrogeology Journal*, 15(4), 659–668.
- Alem, A., Ahfir, N.-D., Elkawafi, A., & Wang, H. (2015). Hydraulic Operating Conditions and Particle Concentration Effects on Physical Clogging of a Porous Medium. *Transport in Porous Media*, 106(2), 303–321.
- Alem, A., Elkawafi, A., Ahfir, N.-D., & Wang, H. (2013). Filtration of kaolinite particles in a saturated porous medium: hydrodynamic effects. *Hydrogeology Journal*, 21(3), 573–586.
- Al-Fares, W. (2011). Contribution of the geophysical methods in characterizing the water leakage in Afamia B dam, Syria. *Journal of Applied Geophysics*, 75(3), 464–471.
- Auset, M., & Keller, A. A. (2004). Pore-scale processes that control dispersion of colloids in saturated porous media. *Water Resources Research*, 40(3), n/a–n/a.
- Auset, M., & Keller, A. a. (2006). Pore-scale visualization of colloid straining and filtration in saturated porous media using micromodels. *Water Resources Research*, 42(12), 1–9.
- Bai, R., & Tien, C. (1997). Particle Detachment in Deep Bed Filtration. *Journal of Colloid and Interface Science*, 186(186), 307–17.
- Benamar, A., Wang, H., Ahfir, N. D., Alem, A., Masséi, N., & Dupont, J. P. (2005). Effets de la vitesse d'écoulement sur le transport et la cinétique de dépôt de particules en suspension en milieu poreux saturé. *Comptes Rendus - Geoscience*, 337(5), 497–504.
- Ben-Moshe, T., Dror, I., & Berkowitz, B. (2010). Transport of metal oxide nanoparticles in saturated porous media. *Chemosphere*, 81(3), 387–393.
- Bennacer, L., Ahfir, N. D., Bouanani, A., Alem, A., & Wang, H. (2013). Suspended Particles Transport and Deposition in Saturated Granular Porous Medium: Particle Size Effects. *Transport in Porous Media*, 100(3), 377–392.
- Bergström, L. (1997). Hamaker constants of inorganic materials. *Advances in Colloid and Interface Science*, 70(70), 125–169.
- Bhattacharjee, S., & Elimelech, M. (1997). Surface Element Integration: A Novel Technique for Evaluation of DLVO Interaction between a Particle and a Flat Plate. *Journal of Colloid And Interface Science*, 193, 273–285.

Bibliographies

- Bhattacharjee, S., Ryan, J. N., & Elimelech, M. (2002). Virus transport in physically and geochemically heterogeneous subsurface porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 57, 161–187.
- Bonelli, S., Brivois, O., Borghi, R., & Benahmed, N. (2006). On the modelling of piping erosion. *C. R. Mecanique*, 334, pp. 555–559.
- Bradford, S. A., & Bettahar, M. (2006). Concentration dependent transport of colloids in saturated porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 82, 99–117.
- Bradford, S. A., Simunek, J., Bettahar, M., Van Genuchten, M. T., & Yates, S. R. (2006). Significance of straining in colloid deposition: Evidence and implications. *Water Resour. Res.*, 42, 12–15.
- Bradford, S. a., Simunek, J., Bettahar, M., Van Genuchten, M. T., & Yates, S. R. (2003). Modeling colloid attachment, straining, and exclusion in saturated porous media. *Environmental Science and Technology*, 37(10), 2242–2250.
- Bradford, S. a., Torkzaban, S., & Walker, S. L. (2007). Coupling of physical and chemical mechanisms of colloid straining in saturated porous media. *Water Research*, 41, 3012–3024.
- Bradford, S. A., Yates, S. R., Bettahar, M., & Simunek, J. (2002). Physical factors affecting the transport and fate of colloids in saturated porous media. *Water Resources Research*, 38(12), 1–12.
- Bradl, H. B. (2004). Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, 277(1), 1–18.
- Brow, C. N., Li, X., Rička, J., & Johnson, W. P. (2005). Comparison of microsphere deposition in porous media versus simple shear systems. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 253(1-3), 125–136.
- Canseco Ruiz, V. (2009). Transport de colloïdes en milieu poreux : étude expérimentale. Thèse de Doctorat, Université Bordeaux I.
- Canseco, V., Djehiche, A., Bertin, H., Omari, A. (2009). Deposition and re-entrainment of model colloids in saturated consolidated porous media: experimental study. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*, 352 (1–3), 5–11.
- Carman, P.C. (1937). Fluid flow through granular Beds, *Transaction of the American Institute of Chemical Engineers* 15, 150-166.
- Chapuis, R. (2008), Predicting the saturated hydraulic conductivity of natural soils, *Geotechnical news*, 26(2), 47–50.
- Chen, H., Gao, B., Li, H., & Ma, L. Q. (2011). Effects of pH and ionic strength on sulfamethoxazole and ciprofloxacin transport in saturated porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 126(1-2), 29–36.

Bibliographies

- Chrysikopoulos, C. V., & Syngouna, V. I. (2014). Effect of gravity on colloid transport through water-saturated columns packed with glass beads: Modeling and experiments. *Environmental Science and Technology*, 48(12), 6805–6813.
- Chrysikopoulos, C. V., & Katzourakis, V. E. (2015). Colloid particle size-dependent dispersivity. *Water Resources Research*, 51(6), 4668–4683.
- Clark, L. A., & Wynn, T. M. (2007). Methods for determining streambank critical shear stress and soil erodibility: Implications for erosion rate predictions. *Transactions of the ASABE*, 50(1), 95–106.
- Compère, F., Porel, G., & Delay, F. (2001). Transport and retention of clay particles in saturated porous media. Influence of ionic strength and pore velocity. *Journal of Contaminant Hydrology*, 49(1-2), 1–21.
- Corapcioglu, M. Y., Abboud, N. M., & Haridas, A. (1987). Governing equations for particle transport in porous media. *Advances in Transport Phenomena in Porous Media*, J. Bear and M.Y. Corapcioglu (eds), MartinusNijhoff, The Hague, 269–342.
- Cornelis, G., Pang, L., Doolette, C., Kirby, J. K., & McLaughlin, M. J. (2013). Transport of silver nanoparticles in saturated columns of natural soils. *Science of the Total Environment*, 463-464, 120–130.
- de Marsily, G. (1986). Quantitative hydrogeology. *Groundwater hydrology for engineers*. Academic Press, INC, New York.
- Delgado A.V., F. González-Caballero, R.J. Hunter, L. K. Koopal, & Lyklema, J. (2007). Measurement and interpretation of electrokinetic phenomena. *Colloid and Interface Science*, 309, 194–224.
- Derjaguin, B. V.; Landau, L. D. (1941). *Acta Physicochim.*, 14, 633-662.
- Dorra, H. G. (2007). Simulation de la formation d'un dépôt de particules en microfiltration : effets des conditions hydrodynamiques et des interactions physicochimiques sur la morphologie et la perméabilité apparente du dépôt. Thèse de Doctorat, (Institut National Polytechnique de Toulouse).
- Elimelech, M., J. Gregory, X. Jia, and R. A. Williams. 1995. *Particle Deposition and Aggregation: Measurement, Modeling, and Simulation*, Butterworth-Heinemann, Oxford.
- Fallah, H., Rahmani, A., Fallah, A., Afkhami, M., & Ahmadi, A. (2012). Size Exclusion Mechanism, Suspension Flow through Porous Medium. *International Journal of Modern Nonlinear Theory and Application*, 01(04), 113–117.
- Feia S., J-C. Dupla, J. Sulem, S. Ghabezloo, J. Canou, A. Onaisi, H. L. (2013). Transport et déposition de particules solides dans les réservoirs pétrolifères non cimentés. 21ème Congrès Français de Mécanique.
- Foppen, J. W. A., Mporokoso, A., & Schijven, J. F. (2005). Determining straining of *Escherichia coli* from breakthrough curves. *Journal of Contaminant Hydrology*, 76(3-4), 191–210.

Bibliographies

- Foppen, J. W., van Herwerden, M., & Schijven, J. (2007). Measuring and modelling straining of *Escherichia coli* in saturated porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 93, 236–254.
- Fried, J.J. (1975). Groundwater pollution: Theory, Methodology, Modelling and practical
- Frohnert, A., Apelt, S., Klitzke, S., Chorus, I., Szewzyk, R., & Selinka, H. C. (2014). Transport and removal of viruses in saturated sand columns under oxic and anoxic conditions - Potential implications for groundwater protection. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 217(8), 861–870.
- Gohr Pinheiro, I., Schmitz, P., & Hou, D. (1999). Particle capture in porous media when physico-chemical effects dominate. *Chemical Engineering Science*, 54(17), 3801–3813.
- Goldman, A. J., Cox, R. G., & Brenner, H. (1967). Slow viscous motion of a sphere parallel to a plane wall - II Couette flow. *Chemical Engineering Science*, 22(4), 653–660.
- Grolimund, D., & Borkovec, M. (2001). Release and transport of colloidal particles in natural porous media: 1. Modeling. *WATER RESOURCES RESEARCH*, 37(3), 559–570.
- Grolimund, D., Elimelech, M., Borkovec, M., Barmettler, K., Kretzschmar, R., & Sticher, H. (1998). Transport of in situ mobilized colloidal particles in packed soil columns. *Environmental Science and Technology*, 32(22), 3562–3569.
- Guo, P. (2012). Dependency of Tortuosity and Permeability of Porous Media on Directional Distribution of Pore Voids. *Transport in Porous Media*, 95, 285–303.
- Hamaker, H. C. (1937). The London—van der Waals attraction between spherical particles. *Physica*, 4(10), 1058–1072.
- Harmand, B., E. Rodier, M. Sardin, J. Dodds. (1996). Transport and capture of submicron particles in a natural sand: short column experiments and a linear model. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 107, 233-244
- Harvard Apparatus. (1984). Guide to Gel Filtration or Size Exclusion Chromatography. <https://www.harvardapparatus.com>, United States.
- Harvey, R. W., Kinner, N. E., Bunn, A., MacDonald, D., & Metge, D. (1995). Transport behavior of groundwater protozoa and protozoan-sized microspheres in sandy aquifer sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 61(1), 209–217.
- Hattab, M., & Fleureau, J.-M. (2011). Experimental analysis of kaolinite particle orientation during triaxial path. *International Journal for Numerical and Analytical Methods in Geomechanics*, 35(8), 947–968.
- Hejkal, T. W., B. Keswick, R. L. Labelle, C. P. Gerba, Y. Sanchez, G. Dreesman, B. Hafkin, and J. L. Melnick (1982). Viruses in a community water-supply associated with an outbreak of gastroenteritis and infectious-hepatitis, *J. Am. Water Works Assoc.*, 74, 318–321.

Bibliographies

- Herzig, J. P., Leclerc, D. M., & Goff, P. Le. (1970). Flow of suspensions through porous media—application to deep filtration. *Industrial & Engineering Chemistry*, 62(5), 8–35.
- Hiemenz PC, Rajagopalan R. (1997). Principles of colloids and surface chemistry 3rd ed. New York' Marcel Dekker.
- Hoek, E. M. V., & Agarwal, G. K. (2006). Extended DLVO interactions between spherical particles and rough surfaces. *Journal of Colloid and Interface Science*, 298, 50–58.
- Hofmann, T. (2002) An overview of factors influencing the colloid/particle favoured relocation of contaminants. *IAHS-AISH Publication*, 165–168
- Hofmann, T., & von der Kammer, F. (2009). Estimating the relevance of engineered carbonaceous nanoparticle facilitated transport of hydrophobic organic contaminants in porous media. *Environmental Pollution*, 157(4), 1117–1126.
- Hogg, R., Healy, T. W., & Fuerstenau, D. W. (1966). Mutual coagulation of colloidal dispersions. *Transactions of the Faraday Society*, 62(615), 1638.
- Holzbecher, E.; Dizer, H. (2006). Facilitated and retarded transport and degradation in porous media due to carriers. *Colloids and Surfaces/ A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 278, 204–211.
- Hong, Y., Honda, R.J., Myung, N.V., Walker, S.L., 2009. Transport of iron-based nanoparticles: role of magnetic properties. *Environ. Sci. Technol*, 43, 8834-8839.
- Hosseini, S.M., Tosco, T., 2013. Transport and retention of high concentrated nano-Fe/Cu particles through highly flow-rated packed sand column. *Water Res.* 47 (1), 326-338.
- Hu Q., & Brusseau, M. L. (1994). The effect of solute size on diffusive-dispersive transport in porous media. *Journal of Hydrology*, 158(3-4), 305–317.
- Huber, N., Baumann, T., & Niessner, R. (2000). Assessment of colloid filtration in natural porous media by filtration theory. *Environmental Science and Technology*, 34(17), 3774–3779.
- Ikni, T., Benamar, A., Kadri, M., Ahfir, N.-D., & Wang, H.-Q. (2013). Particle transport within water-saturated porous media: Effect of pore size on retention kinetics and size selection. *Comptes Rendus Geoscience*, 345(9-10), 392–400.
- James, S. C., & Chrysikopoulos, C. V. (2003). Analytical solutions for monodisperse and polydisperse colloid transport in uniform fractures. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 226(1-3), 101–118.
- Johnson, W. P., Li, X., & Assemi, S. (2007a). Deposition and re-entrainment dynamics of microbes and non-biological colloids during non-perturbed transport in porous media in the presence of an energy barrier to deposition. *Advances in Water Resources*, 30(6-7), 1432-1454.
- Johnson, W. P., Li, X., & Yal, G. (2007b). Colloid retention in porous media: Mechanistic confirmation of wedging and retention in zones of flow stagnation. *Environmental Science and Technology*, 41(4), 1279–1287.

Bibliographies

- Karathanasis, AD., Ghezzi, JL., Wendroth, O., Matocha, CJ., Unrine, J., & Thompson YL. (2014). Subsurface Transport of As, Se, Cu, and Pb Contaminants in Association with Soil and Biosolid Nano- and Macro- Colloid Fractions. *Austin Journal of Hydrology*, 1(1), 1–13.
- Kass, W. 1997. Tracing technique in geohydrology. A.A. Balkema, Rotterdam, p. 581.
- Kretzschmar, R., & Sticher, H. (1998). Colloid transport in natural porous media: influence of surface chemistry and flow velocity. *Physics and Chemistry of the Earth*, 23(2), 133–139.
- Kretzschmar, R., Barmettler, K., Grolimund, D., Yan, Y.-D., Borkovec, M., & Sticher, H. (1997). Experimental determination of colloid deposition rates and collision efficiencies in natural porous media. *Water Resources Research*, 33(5), 1129.
- Kretzschmar, R., Borkovec, M., Grolimund, D., & Elimelech, M. (1999). Mobile Subsurface Colloids and Their Role in Contaminant Transport. *Advances in Agronomy*, 66, 121–193.
- Lapworth, D. J., Baran, N., Stuart, M. E., & Ward, R. S. (2012). Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. *Environmental Pollution*, 163, 287–303.
- Lee J, Koplik J. (2001) Network model for deep bed filtration. *Phys Fluids* 13:1076–1086
- Lenhart, J. J., & Saiers, J. E. (2003). Colloid mobilization in water-saturated porous media under transient chemical conditions. *Environmental Science and Technology*, 37(12), 2780–2787.
- Li Z, Zhou L, (2010). Cadmium transport mediated by soil colloid and dissolved organic matter: A field study. *J Environmental Sci*, 22, 106-115.
- Li, X., Zhang, P., Lin, C. L., & Johnson, W. P. (2005). Role of hydrodynamic drag on microsphere deposition and re-entrainment in porous media under unfavorable conditions. *Environmental Science and Technology*, 39(11), 4012–4020.
- Li, X.; Lin, C.L.; Miller, J.D.; Johnson, W.P. (2006a). Pore-scale Observation of Microsphere Deposition at Grain-to-Grain Contacts over Assemblage-scale Porous Media Domains Using X-ray Microtomography. *Environmental Science and technology*, 40, 3762-3768.
- Li, X.; Lin, C.L.; Miller, J.D.; Johnson, W.P. (2006b). Role of grain-to-grain contacts on profiles of retained colloids in porous media in the presence of an energy barrier to deposition. *Environmental Science and technology*, 40, 3769-3774.
- Luo, X.-S., Xue, Y., Wang, Y.-L., Cang, L., Xu, B., & Ding, J. (2015). Source identification and apportionment of heavy metals in urban soil profiles. *Chemosphere*, 127, 152–7.
- Ma, H.; Johnson, W.P. (2009). Colloid Retention in Porous Media of Various Porosities Predictions by the Hemispheres-in-Cell Model. *Langmuir*, 26, No3, 1680- 1687.

Bibliographies

- Massei, N., Lacroix, M., Wang, H. Q., & Dupont, J. P. (2002). Transport of particulate material and dissolved tracer in a highly permeable porous medium: Comparison of the transfer parameters. *Journal of Contaminant Hydrology*, 57(1-2), 21–39.
- McCarthy J F, McKay L D, (2004). Colloid transport in the subsurface: Past, present, and future challenges. *Vadose Zone J*, 3, 326-337.
- McCarthy, J.F.; Zachara, J.M. (1989). Subsurface transport of contaminants. *Environmental Science and technology*, 23, 496-502.
- Mesticou, Z., Kacem, M., & Dubujet, P. (2014). Influence of Ionic Strength and Flow Rate on Silt Particle Deposition and Release in Saturated Porous Medium : Experiment and Modeling, *Transport in Porous Media* ,103, 1–24.
- Mesticou, Z., Kacem, M., & Dubujet, P. (2016). Coupling Effects of Flow Velocity and Ionic Strength on the Clogging of a Saturated Porous Medium. *Transport in Porous Media*, 112(1), 265–282.
- Moghadasi, J., Müller-Steinhagen, H., Jamialahmadi, M., & Sharif, a. (2004). Model study on the kinetics of oil field formation damage due to salt precipitation from injection. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 43(3-4), 201–217.
- Ngueleu, S. K., Grathwohl, P., & Cirpka, O. A. (2013). Effect of natural particles on the transport of lindane in saturated porous media: laboratory experiments and model-based analysis. *Journal of Contaminant Hydrology*, 149, 13–26.
- O'Neill, M. E. (1968). A sphere in contact with a plane wall in slow linear shear flow. *Chemical Engineering Science*, 23, 1293-1298
- Orlikowska, A., Fisch, K., & Schulz-Bull, D. E. (2015). Organic polar pollutants in surface waters of inland seas. *Marine Pollution Bulletin*, 101(2), 860–866.
- Pfannkuch, H.O. (1963). Contribution à l'étude des déplacements de fluides miscibles dans un milieu poreux. *Revue Française de l'institut du Pétrole*, 18, 215-270.
- Porubcan, A. a, & Xu, S. (2011). Colloid straining within saturated heterogeneous porous media. *Water Research*, 45(4), 1796–806.
- Rajagopalan, R & Tien, C. (1979). The theory of deep bed filtration. *Progress in filtration and separation*. Ed. Elsevier, New York, 1.197-269.
- Raychoudhury, T., Tufenkji, N., & Ghoshal, S. (2014). Straining of polyelectrolyte-stabilized nanoscale zero valent iron particles during transport through granular porous media. *Water Research*, 50, 80–89.
- Rodier, E., J. Dodds. (1995). An experimental study of the transport and capture of colloids in a porous medium subjected to step increases in concentration. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 105, 221-231
- Ruckenstein, E.; Prieve, D.C. (1976). Adsorption and desorption of particles and their chromatographic separation. *AIChE J.*, 22, 276–285.

Bibliographies

- Ryan, J. N., & GSCHWEND Ralph M, P. M. (1990). Colloid Mobilization in Two Atlantic Coastal Plain Aquifers' Field Studies. *WATER RESOURCES RESEARCH*, 26(2), 307–322.
- Ryan, J. N., & Elimelech, M. (1996). Colloid mobilization and transport in groundwater. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 107(95), 1–56.
- Sacramento, R. N., Yang, Y., You, Z., Waldmann, A., Martins, A. L., Vaz, A. S. L., Bedrikovetsky, P. (2015). Deep bed and cake filtration of two-size particle suspension in porous media. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 126, 201–210.
- Saiers, J. E., & Hornberger, G. M. (1996). The role of colloidal kaolinite in the transport of cesium through laboratory sand columns. *Water Resources Research*, 32(1), 33–41.
- Samanta, S. K., Singh, O. V., & Jain, R. K. (2002). Polycyclic aromatic hydrocarbons: Environmental pollution and bioremediation. *Trends in Biotechnology*, 20(6), 243–248.
- Sauty, J.P. (1977). Contribution à l'identification des paramètres de dispersion dans les aquifères par interprétation des expériences de traçage. Thèse de l'Institut Médical et Scientifique de Grenoble.
- Schijven, J. F., & Hassanzadeh, S. M. (2000). Removal of Viruses by Soil Passage: Overview of Modeling, Processes, and Parameters. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30(1), 49–127.
- Sefrioui, N., Ahmadi, A., Omari, A., Bertin, H. (2013). Numerical simulation of retention and release of colloids in porous media at the pore scale. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 427, 33–40.
- Sen, T. K., & Khilar, K. C. (2006). Review on subsurface colloids and colloid-associated contaminant transport in saturated porous media. *Advances in Colloid and Interface Science*, 119(2-3), 71–96.
- Sen, T. K., Mahajan, S. P., & Khilar, K. C. (2002). Colloid-Associated contaminant transport in porous media: 1. Experimental studies. *AIChE Journal*, 48(10), 2366–2374.
- Sharma, M. M., Chamoun, H., Sarma, D. S. H. S. R., & Schechter, R. S. (1992). Factors controlling the hydrodynamic detachment of particles from surfaces. *Journal of Colloid and Interface Science*, 149(1), 121–134.
- Shellenberger, K., & Logan, B. E. (2002). Effect of molecular scale roughness of glass beads on colloidal and bacterial deposition. *Environmental Science and Technology*, 36(2), 184–189.
- Sirivithayapakorn, S., & Keller, A. (2003). Transport of colloids in saturated porous media: A pore-scale observation of the size exclusion effect and colloid acceleration. *Water Resources Research*.
- Sjödahl, P., Dahlin, T., Johansson, S., & Loke, M. H. (2008). Resistivity monitoring for leakage and internal erosion detection at Hällby embankment dam. *Journal of Applied Geophysics*, 65(3-4), 155–164.

Bibliographies

- Sperry, M.S., and Pierce, J.J. (1995). A model for estimating the hydraulic conductivity of granular material based on grain size and porosity. *Ground Water*, 33(6): 892–898.
- Syngouna, V. I., & Chrysikopoulos, C. V. (2013). Cotransport of clay colloids and viruses in water saturated porous media. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 416, 56–65.
- Tarog, I. (2000). *Perméabilité et érosion interne des mélanges sable-argile. Contribution théorique et expérimentale*, Thèse de Doctorat, INSA de Lyon.
- Tong, M., & Johnson, W. P. (2006). Excess colloid retention in porous media as a function of colloid size, fluid velocity, and grain angularity. *Environmental Science and Technology*, 40(24), 7725–7731.
- Torkzaban, S., Kim, H. N., Simunek, J., & Bradford, S. a. (2010). Hysteresis of colloid retention and release in saturated porous media during transients in solution chemistry. *Environmental Science and Technology*, 44(5), 1662–1669.
- Tosco, T., & Sethi, R. (2010). Transport of non-newtonian suspensions of highly concentrated micro- and nanoscale iron particles in porous media: A modeling approach. *Environmental Science and Technology*, 44(23), 9062–9068.
- Tufenkji, N., & Elimelech, M. (2004). Correlation Equation For Predicting Single-Collector Efficiency in Physicochemical Filtration in Saturated Porous Media. *Environmental Science & Technology*, 38(2), 529–536.
- Van Genuchten M.T. (1981). Analytical solutions for chemical transport with simultaneous adsorption, zero-order production and firstorder decay, *J. Hydrol.* 49, 213–233.
- Vasiliadou I.V & Chrysikopoulos, C. V (2011). Cotransport of *Pseudomonas putida* and kaolinite particles through water-saturated columns packed with glass beads. *Water Resources Research*. 47(2)
- Verwey, E. J. W. & Overbeek, J. TH. G. (1948). *Theory of the stability of lyophobic colloids*. Elsevier, Amsterdam
- Walshe, G. E., Pang, L., Flury, M., Close, M. E., & Flintoft, M. (2010). Effects of pH, ionic strength, dissolved organic matter, and flow rate on the co-transport of MS2 bacteriophages with kaolinite in gravel aquifer media. *Water Research*, 44(4), 1255–1269.
- Wang, H.Q, Lacroix, M., Masséi, N., & Dupont, J.-P. (2000). Transport des particules en milieu poreux : déterminatison des paramètres hydrodispersifs et du coefficient de dépôt. *Comptes Rendus de l'Académie Des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*.
- Wang, H.Q. (2001). *Transferts de matières en milieu saturé : Outils mathématiques et modélisation numérique*. Habilitation à diriger des recherches (H.D.R.), Université
- Wang, H.Q., Crampon, N., Huberson, S., Garnier, J. M. (1987). A linear graphical method for determining hydrodispersive characteristics in tracer experiments with instantaneous injection, *J. Hydrol.* 95, 143–154.

Bibliographies

- Wei, X., Shao, M., Du, L., & Horton, R. (2014). Humic acid transport in saturated porous media: Influence of flow velocity and influent concentration. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 26(12), 2554–61.
- Windarto, Gunawan, A. Y., Sukarno, P., & Soewono, E. (2011). Modeling of mud filtrate invasion and damage zone formation. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 77(3-4), 359–364.
- Xu, S. P., & Saiers, J. E. (2009). Colloid straining within water-saturated porous media: Effects of colloid size nonuniformity. *Water Resources Research*, 45, W05501.
- Xu, S., Gao, B., & Saiers, J. E. (2006). Straining of colloidal particles in saturated porous media. *Water Resources Research*, 42(12), 1–10.
- Yao, K. M., Habibian, M. T., & O'Melia, C. R. (1971). Water and waste water filtration. Concepts and applications. *Environmental Science & Technology*, 5(11), 1105–1112.
- You, Z., Badalyan, A., & Bedrikovetsky, P. (2013). Size-Exclusion Colloidal Transport in Porous Media--Stochastic Modeling and Experimental Study, Society of Petroleum Engineers, 18(4), 620-633.
- Yu, C., Muñoz-Carpena, R., Gao, B., & Perez-Ovilla, O. (2013). Effects of ionic strength, particle size, flow rate, and vegetation type on colloid transport through a dense vegetation saturated soil system: Experiments and modeling. *Journal of Hydrology*, 499, 316–323.
- Zhang, P., Johnson, W. P., Scheibe, T. D., Choi, K. H., Dobbs, F. C., & Mailoux, B. J. (2001). Extended tailing of bacteria following breakthrough at the Narrow Channel focus area, Oyster, Virginia. *Water Resources Research*, 37, 2687–2698.
- Zhuang, J., Qi, J., & Jin, Y. (2005). Retention and transport of amphiphilic colloids under unsaturated flow conditions: effect of particle size and surface property. *Environmental Science & Technology*, 39(20), 7853–7859.

Bibliographies

Annexes

Importance relative de la force de gravité (F_G), et des forces d'interaction (F_{A1} , F_{A2} , F_B) par rapport à la force hydrodynamique (F_H) dans tous les sables et les particules testes

	U (cm/s)	d_p(μm)	F_G/F_H	F_{A1}/F_H	F_{A2}/F_H	F_B/F_H
Kaolinite P300_S.G	0,045	2	0,002	636	0,0002	25
	0,067		0,001	427	0,0002	17
	0,089		0,001	322	0,0001	13
	0,137		0,001	209	0,0001	8
	0,160		0,001	179	0,0001	7
	0,045	5	0,011	637	0,0003	25
	0,067		0,008	428	0,0002	17
	0,089		0,006	322	0,0002	13
	0,137		0,004	209	0,0001	8
	0,160		0,003	179	0,0001	7
	0,045	7,5	0,026	638	0,0004	25
	0,067		0,017	428	0,0003	17
	0,089		0,013	322	0,0002	13
	0,137		0,008	209	0,0001	8
	0,160		0,007	179	0,0001	7
	0,045	10	0,046	638	0,0004	25
	0,067		0,031	428	0,0003	17
	0,089		0,023	322	0,0002	13
	0,137		0,015	209	0,0001	8
	0,160		0,013	179	0,0001	7
	0,045	12	0,066	638	0,0004	25
	0,067		0,044	428	0,0003	17
	0,089		0,033	323	0,0002	13
	0,137		0,022	210	0,0001	8
	0,160		0,019	179	0,0001	7
	0,045	19,5	0,175	638	0,0004	25
	0,067		0,117	429	0,0003	17
	0,089		0,088	323	0,0002	13
	0,137		0,057	210	0,0001	8
	0,160		0,049	179	0,0001	7
	0,045	25	0,287	638	0,0005	25
	0,067		0,193	429	0,0003	17
	0,089		0,145	323	0,0002	13
	0,137		0,094	210	0,0001	8
	0,160		0,081	179	0,0001	7
	0,045	30	0,413	638	0,0005	25
	0,067		0,278	429	0,0003	17
	0,089		0,209	323	0,0002	13
	0,137		0,136	210	0,0002	8
	0,160		0,116	179	0,0001	7

	U (cm/s)	d_p(μm)	F_G/F_H	F_{A1}/F_H	F_{A2}/F_H	F_B/F_H
Kaolinite P300_S.F	0,045	2	0,002	87	0,0002	57
	0,067		0,001	59	0,0001	38
	0,089		0,001	44	0,0001	29
	0,137		0,001	29	0,0001	19
	0,160		0,000	25	0,0001	16
	0,045	5	0,011	89	0,0003	57
	0,067		0,007	60	0,0002	38
	0,089		0,006	45	0,0001	29
	0,137		0,004	29	0,0001	19
	0,160		0,003	25	0,0001	16
	0,045	7,5	0,025	89	0,0003	57
	0,067		0,017	60	0,0002	38
	0,089		0,012	45	0,0002	29
	0,137		0,008	29	0,0001	19
	0,160		0,007	25	0,0001	16
	0,045	10	0,044	89	0,0003	57
	0,067		0,029	60	0,0002	38
	0,089		0,022	45	0,0002	29
	0,137		0,014	29	0,0001	19
	0,160		0,012	25	0,0001	16
	0,045	12	0,063	89	0,0004	57
	0,067		0,042	60	0,0002	38
	0,089		0,032	45	0,0002	29
	0,137		0,021	29	0,0001	19
	0,160		0,018	25	0,0001	16
	0,045	19,5	0,167	89	0,0004	57
	0,067		0,112	60	0,0003	38
	0,089		0,084	45	0,0002	29
	0,137		0,055	29	0,0001	19
	0,160		0,047	25	0,0001	16
	0,045	25	0,274	89	0,0004	57
	0,067		0,184	60	0,0003	38
	0,089		0,139	45	0,0002	29
	0,137		0,090	29	0,0001	19
	0,160		0,077	25	0,0001	16
	0,045	30	0,395	89	0,0004	57
	0,067		0,265	60	0,0003	38
	0,089		0,199	45	0,0002	29
	0,137		0,130	29	0,0001	19
	0,160		0,111	25	0,0001	16

	U (cm/s)	d _p (μm)	F _G /F _H	F _{A1} /F _H	F _{A2} /F _H	F _B /F _H
Kaolinite P300_Mix	0,045	2	0,002	356	0,0002	38
	0,067		0,001	239	0,0001	26
	0,089		0,001	180	0,0001	19
	0,137		0,001	117	0,0001	13
	0,160		0,000	100	0,0001	11
	0,045	5	0,011	357	0,0003	38
	0,067		0,007	240	0,0002	26
	0,089		0,006	181	0,0002	19
	0,137		0,004	117	0,0001	13
	0,160		0,003	100	0,0001	11
	0,045	7,5	0,025	357	0,0003	38
	0,067		0,017	240	0,0002	26
	0,089		0,013	181	0,0002	19
	0,137		0,008	117	0,0001	13
	0,160		0,007	100	0,0001	11
	0,045	10	0,044	353	0,0004	38
	0,067		0,030	237	0,0002	26
	0,089		0,022	179	0,0002	19
	0,137		0,015	116	0,0001	13
	0,160		0,012	99	0,0001	11
	0,045	12	0,064	358	0,0004	24
	0,067		0,043	240	0,0003	16
	0,089		0,032	181	0,0002	12
	0,137		0,021	117	0,0001	8
	0,160		0,018	101	0,0001	7
	0,045	19,5	0,168	358	0,0004	24
	0,067		0,113	240	0,0003	16
	0,089		0,085	181	0,0002	12
	0,137		0,055	118	0,0001	8
	0,160		0,047	101	0,0001	7
	0,045	25	0,276	358	0,0004	38
	0,067		0,185	240	0,0003	26
	0,089		0,140	181	0,0002	19
	0,137		0,091	118	0,0001	13
	0,160		0,078	101	0,0001	11
	0,045	30	0,398	358	0,0004	38
	0,067		0,267	240	0,0003	26
	0,089		0,201	181	0,0002	19
	0,137		0,131	118	0,0001	13
	0,160		0,112	101	0,0001	11

	U (cm/s)	d_p(μm)	F_G/F_H	F_{A1}/F_H	F_{A2}/F_H	F_B/F_H
Latex_S.G	0,035	3	0,00016	2487	0,0003	16
	0,074		0,00008	1176	0,0001	8
	0,100		0,00006	871	0,0001	6
	0,132		0,00004	660	0,0001	4
	0,160		0,00004	544	0,0001	4
	0,200		0,00003	435	0,0001	3
	0,035	10	0,00179	1654	0,0005	20
	0,074		0,00085	782	0,0002	10
	0,100		0,00063	579	0,0002	7
	0,132		0,00047	439	0,0001	5
	0,160		0,00039	362	0,0001	4
	0,200		0,00031	289	0,0001	4
	0,035	16	0,00458	1336	0,0005	23
	0,074		0,00217	632	0,0002	11
	0,100		0,00160	468	0,0002	8
	0,132		0,00122	354	0,0001	6
	0,160		0,00100	292	0,0001	5
	0,200		0,00080	234	0,0001	4

